

**Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta  
Ústav pro životní prostředí**

Studijní program Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor Ochrana životního prostředí



**Bakalářská práce**

Význam dřezových drtičů pro odstraňování BRO

Sink disposers and their importance in biological degradable waste removal

Anna Amemori

Vedoucí práce : Ing. Libuše Benešová, CSc.

Srpen 2010

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně za použití literatury uvedené v seznamu literatury.

\_\_\_\_\_.

## **Poděkování**

Děkuji paní Ing. Miloslavě Melounové, ředitelce Sdružení oborů a kanalizací ČR (SOVAK ČR), za čas poskytnutý ke konzultaci plné cenných informací, které mi velmi pomohly při psaní této práce, a též za poskytnutí materiálů ohledně legislativy týkající se DPO. Děkuji též paní Ing. Evě Pospíšilové z VÚV T.G.M. za ochotné poskytnutí rad ohledně literatury. V neposlední řadě děkuji mé vedoucí práce paní Ing. Libuši Benešové, CSc., za konzultace a odbornou pomoc.

# Obsah

1. Úvod .....	5
2. Problematika nakládání s BRO .....	6
2.1 Co jsou bioodpady? .....	6
2.2 Problematika nakládání s bioodpady .....	7
3. Drtiče potravinových odpadů a jejich význam pro nakládání s BRO .....	9
3.1. Co je drtič potravinového odpadu (DPO) a jeho historie .....	9
3.2. Argumenty pro užívání DPO .....	10
3.3. Argumenty proti užívání DPO .....	12
4. Porovnání studií zabývajících se vlivy DPO na kanalizaci a ČOV .....	16
4.1. Vliv drtičů na spotřebu vody a energie v domácnostech .....	16
4.2. Vliv drtičů na zanášení kanalizace .....	18
4.3. Vliv drtičů na složení odpadních vod .....	23
4.4. Vliv drtičů na provoz ČOV .....	30
4.5. Vliv drtičů na produkci kalu a bioplynu .....	35
4.6. Ekonomická evaluace .....	38
4.7. Vliv na životního prostředí .....	40
4.8. Výsledek porovnání studií .....	42
5. Diskuze .....	45
6. Závěr .....	49
Literatura .....	51
Zkratky použité v této práci .....	55
Přílohy .....	56

## 1. Úvod

Bioodpady neboli biologicky rozložitelné odpady (BRO) tvoří asi 30 – 50 % tuhého komunálního odpadu (TKO) (Vejnar, 2008; Battistoni a kol., 2007). Tento odpad je ve většině případů spalován či skládkován bez dalšího užitku. Přitom bioodpad lze ze 100 % recyklovat ([www.nazeleno.cz](http://www.nazeleno.cz)). V Plánu odpadového hospodářství ČR (POH ČR) stanoveného na základě evropské směrnice se ČR zavázala snížit množství BRO vyváženého na skládky do roku 2010 na 75 %, do roku 2013 na 50 % a do roku 2020 na 35 % celkového množství hmotnosti biologicky rozložitelného komunálního odpadu vzniklého v roce 1995 (Sirotková, 2009). Je však zcela reálný předpoklad, že v roce 2010 nebude splněn závazný ukazatel vůči EU (Hájková, 2010).

Odstarňování BRO se ve vesnických zástavbách provádí klasicky zkrmováním zvěře či domovním kompostováním (Hájková, 2010). Ve městech však separovaný sběr BRO již dlouhou dobu představuje obtížný problém. V současnosti je v oblasti nakládání s bioodpady ve městech největší snaha o zavedení samostatného sběru bioodpadů a jejich následné využití pro výrobu bioplynu či kompostů. Setkává se však s mnohými obtížemi a zavádění se tak děje jen velmi pozvolna a problematicky.

Zcela jinou a zajímavou alternativu do oblasti problematiky nakládání s BRO vnáší domácí drtiče potravinových odpadů (DPO). Ty umožňují, díky drcení kuchyňských odpadů a zbytků jídel ve dřezu, separaci bioodpadu přímo u zdroje. Pro jejich následné odstranění využívá již zavedenou infrastrukturu kanalizace, kterou odvede rozdrčené odpady do čistírny odpadních vod (ČOV). Tam pak může být kuchyňský odpad oddělen od vody spolu s dalšími nečistotami a zpracováván jako čistírenský kal. Není tedy nutné budovat a vytvářet jakýkoli systém svozu či nová zařízení, stačí ta stávající. Čistírenský kal je dále stabilizován a použit jako hnojivo či může být zpracován na kompost. Používání DPO by tak mohlo představovat ideální způsob vytřídění bioodpadu od zbytkového komunálního odpadu a jeho dopravy do místa jeho zpracování.

Jak je slyšet nadšené hlasy podporující drtiče potravinových odpadů jako cestu pro řešení problému biologicky rozložitelných odpadů, tak se ozývají i hlasy, které poukazují na nedostatky této myšlenky a na problémy, které drtiče mohou způsobovat a působí. Jde zejména o provozovatele vodovodů a kanalizací a ČOV, kteří říkají, že drtiče mohou způsobit zanášení kanalizace a její následné ucpávání, látkové přetížení ČOV, či problémy při následné manipulaci se zvýšeným množstvím kalu v ČOV, jehož zpracování je velmi nákladné (Stanovisko SOVAK ČR, 2005).

V této práci bych chtěla na základě literárních rešerší posoudit pohledy na problematiku DPO z obou stran a zhodnotit, zda by drtiče doopravdy mohly představovat řešení problému odstraňování BRO.

## 2. Problematika nakládání s BRO

### 2.1 Co jsou bioodpady?

Biologicky rozložitelný odpad (bioodpad) je podle § 33 zákona č. 314/2006, kterým se mění zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech jakýkoli odpad, který je schopen anaerobního nebo aerobního rozkladu (např. potraviny, odpad ze zeleně, papír). Odpad, který byl zpracován tak, aby respirační aktivita po čtyřech dnech ( $AT_4$ ) byla pod  $10 \text{ mg O}_2/\text{g}$  sušiny a dynamický respirační index pod  $1\,000 \text{ O}_2/\text{kg}$  spalitelných látek za hodinu, již není biodegradabilním odpadem podle Směrnice 1999/31/ES. Takto upravený odpad je již stabilizovaným odpadem (CZ Biom, 2003).

Velmi důležitou částí biologicky rozložitelných odpadů jsou biologicky rozložitelné komunální odpady (BRKO), které dle Plánu odpadového hospodářství ČR tvoří tyto druhy:

Tabulka 1. Druhy odpadů podle Katalogu odpadů tvořící BRKO (Zdroj: CZ Biom, 2003 z Kotoulová, 2003)

Druhy odpadů podle Katalogu odpadů tvořící BRKO		
Katalogové číslo	Název druhu	Podíl biologicky rozložitelné složky (% hmotnostní)
20 01 01	Papír a/nebo lepenka	100
20 01 07	Dřevo	100
20 01 08	Organický kompostovatelný odpad	100
20 01 10	Oděv	75
20 01 11	Textilní materiál	75
20 02 01	Kompostovatelný odpad z údržby zeleně	100
20 03 01	Směsný komunální odpad	40
20 03 02	Odpad z tržišť	75

## 2.2 Problematika nakládání s bioodpady

Problematika nakládání s odpady je na začátku 21. století velice aktuální otázkou. S rychlým rozvojem urbanizace a průmyslu ve 20. století rapidně rostlo i množství vyprodukovaného odpadu. V současné době je produkce tuhého komunálního odpadu (TKO) v evropských zemích podle EEA 500 kg na osobu za rok pro země západní Evropy a 350 kg na osobu za rok pro země východní Evropy. Klasické metody jejich zneškodňování jako jsou skládkování či spalování již dávno nejsou dostačující (Battistoni a kol., 2007).

V roce 2008 byla Evropskou Unií přijata nová rámcová směrnice o odpadech (Směrnice Evropského Parlamentu a Rady (ES) č. 98/2008 ze dne 19. listopadu 2008 o odpadech a o zrušení některých směrnic), která jasně definuje hierarchii nakládání s odpady. Na prvním místě je prevence samotného vzniku odpadů, poté jeho opětovné používání, dále recyklace, následovaná energetickým využitím. Pouze odpady, které není možné již nijak využít, by měly být odstraněny – skládkováním či spalováním (Sirotková, 2009).

Státy vypracovávají vlastní plány odpadového hospodářství a v mnoha zemích je zavedeno třídění různých složek komunálního odpadu, které je pak možno použít jako druhotnou surovinu. Dnes je tak již ve většině zemí EU samozřejmostí separovaný sběr komodit jako jsou papír, sklo či plasty. Stále nedorozřešeným problémem však zůstává biologicky rozložitelná složka TKO, která přitom tvoří okolo 30 % těchto odpadů (Battistoni a kol., 2007). Podle dat z ČR sesbíraných Centrem pro hospodaření s odpady (CeHO) při V.Ú.V. činil podíl BRO ve směsném komunálním odpadu v r. 2006 dokonce 48 % (Vejnar, 2008).

Podle směrnice 2008/98/ES (nebo-li Rámcové směrnice o odpadech) je skládkování považováno za nejméně vhodný způsob odstraňování bioodpadu (Sirotková, 2009). Jak z hlediska toho, že se tak biologická složka odpadu bez užití ztrácí, tak i z důvodu emisí skleníkových plynů (hlavně methanu), na nichž se odpadové hospodářství podílí téměř z 5 %. Problémem je též průsak ze skládek. Směrnice Rady 1999/31/ES o skládkách odpadů požaduje snížení množství biologicky rozložitelného komunálního odpadu (BRKO) ukládaného na skládky o 25 % do roku 2010 ve srovnání s rokem 1995 a do roku 2020 dokonce o 65 % (Váňa, 2008). V ČR je však zcela reálný předpoklad, že limit pro rok 2010 nebude splněn. Je tedy velice aktuální a potřebné se otázkou BRO zabývat (Hájková, 2010).

Jaké jsou možnosti nakládání s BRO?

Dříve nebylo skoro potřeba se problémem biologických odpadů zabývat. Většina totiž do toku odpadů vůbec nepřišla, protože byla zkrmována domácími zvířaty či ukládána na domovní kompost. Na venkovských zástavbách je zkrmování kuchyňských odpadů zvířaty stále nejčastější variantou jejich odstranění (Hájková, 2010). Se změnou způsobu života a s urbanizací

však možnost zkrmování či domácího kompostování přestává být na mnohých místech aktuální (Hejátková, 2010).

Biologicky rozložitelný komunální odpad (BRKO) můžeme rozdělit na bioodpad z domácnosti, vznikající jako zbytek z přípravy stravy, který může mimo rostlinných zbytků obsahovat i vedlejší živočišné zbytky (například syrové maso), a odpad z obecní a soukromé zeleně vznikající z údržby parků, zahrad apod. (Hejátková, 2010).

Nejvhodnějším způsobem nakládání s odpadem ze zeleně je kompostování a to nejlépe domácí. Ve městech se začíná s projekty, které umísťují na určitá místa a po určitý čas ve vegetačním období speciální velkoobjemové kontejnery. Zahradní odpad je též možno vozit na některé sběrné dvory či speciální sběrná místa určená pro zahradní bioodpad. Zde je pak využit pro tvorbu kompostu, který si občané, co zde bioodpad odevzdali, mohou v některých případech bezplatně odebrat (Vojtěchová, 2009).

Problematický je odpad z domácnosti. Byť je podíl živočišných zbytků v domovním bioodpadu minimální, musí se tento bioodpad v případě vytřídění zpracovávat na zařízeních, která zajistí jeho hygienizaci (nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č.1774/2002 o hygienických pravidlech pro vedlejší produkty živočišného původu, které nejsou určeny pro lidskou spotřebu). Podíl skutečného množství bioodpadu z domácností vzhledem k celkové produkci BRKO je 20 – 25 % (Hejátková, 2010).

Aby byl živočišný odpad hygienizován, je vhodné ho zpracovávat anaerobním vyhníváním. Například zbytky z jídelen byly doposud nejčastěji odstraňovány zkrmováním zvířaty. Na základě vyhlášky č.451/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 91/1996 Sb., o krmivech, je však dnes zkrmování zbytků potravin zvířaty zakázáno. Odpady by měly být skladovány v uzavřených kontejnerech v místě odděleném od potravin a být pravidelně vyváženy a zpracovány odpovídajícím způsobem – tedy anaerobní digestí (Zimová, 2009).

Zpracování bioodpadů anaerobní digestí se provádí na bioplynových stanicích, kde při rozkladu vzniká bioplyn, který se dále používá k výrobě tepla a elektrické energie. Vedlejším produktem je digestát, kterého lze využít ke hnojení. Bioplynová stanice je však relativně investičně náročné zařízení, které potřebuje poměrně velké svozové území (Hejátková, 2010).

V současnosti se tam, kde je to možné, podporuje domácí kompostování (rodinné domy se zahradou, venkovská zástavba atd.). Ve městech se pak provádějí různé pilotní projekty zkoumající efektivnost odděleného sběru bioodpadu zavedením speciálních odvětrávaných kontejnerů na bioodpad a jeho následným centrálním zpracováním (Vojtěchová, 2009).

Zajímavou variantu by však pro oddělený sběr bioodpadu ve městech mohly představovat tzv. drtiče potravinových odpadů.



### 3. Drtiče potravinových odpadů a jejich význam pro nakládání s BRO

#### 3.1. Co je drtič potravinového odpadu (DPO) a jeho historie

Drtič potravinových odpadů, nebo též drtič kuchyňských odpadů (anglicky *food waste disposer*, *sink disposer* či *garbage grinder*) je elektrický přístroj, který drtí potravinový odpad na malé kousky a odnáší je pomocí vody do kanalizace.

Drtič se připojuje ke spodní straně dřezu na jeho výtokový odvod a dále se napojuje na běžnou kanalizační trubku ([http://www.gastpro.cz/drtice/drti\\_fce.htm](http://www.gastpro.cz/drtice/drti_fce.htm)). Přístroj má dvě hlavní části – komoru na odpad a motor. Potravinový odpad je plněn do komory přes normální otvor dřezu. V komoře je horizontální kovový talíř, na který padá potravinový odpad. Na něm jsou umístěné dvě kovové lopatky a sada malých otvorů. Když je drtič zapnutý, talíř se otáčí a lopatky, vlivem odstředivé síly, nahazují odpad na vnější část komory, kde je stacionární drtící prstenec s otvory. Odpad je nahazován na nehybný drtící prstenec, o který se „strouhá“, dokud není natolik malý, aby prošel otvory. Podrcený odpad je pak splachován odpadní vodou do ČOV (CECED, 2003). (obrázky viz. Příloha I a II)

DPO je navržen, aby drtil pouze potravinový odpad. Jiné pevné materiály (víčka PET láhví, hadříky atd.) by vedly k zablokování drtiče. Nehrozí tak, že by uživatelé mohli spolu s potravinovým odpadem rozdrtit i další odpady, které by se tak mohly dostávat do odpadních vod. Na rozdíl od všeobecně rozšířené mylné představy, přístroj nemá žádná ostří nebo nože a nebezpečí zranění při manipulaci s ním je velmi malé (Rosenwinkel a Wendler, 2001; CECED, 2003).

Drtiče byly na trh uvedeny poprvé ve 30. letech 20. století ve Spojených státech a jejich užívání se rychle rozšířilo do téměř poloviny domácností v USA. Toto se však pojilo se skepticismem některých měst až nakonec určitá z nich včetně New Yorku na dlouhá léta používání drtičů zcela zakázala. Bylo to odůvodněno obavami, že by se stará městská kanalizace nemusela vypořádat s navýšením látkového zatížení (Marashlian a El-Fadel, 2005). Byly ustaveny mnohé restriktivní regulace a drtiče byly chápány jako nevhodná technologie. Jejich užívání se pak v 70. a 80. letech nijak nerozšiřovalo (CECED, 2003).

V průběhu 80. a 90. let se však pozornost začala přesouvat od zpracování odpadních vod na zpracování pevného odpadu. Hora skládkovaného odpadu narůstala a, v důsledku všeobecného posunu myšlení ve směru trvale udržitelného rozvoje, nastala potřeba řešit problematiku odpadů jinak než doposud. Mnoho států začalo s různými typy třídění odpadů a DPO tak v novém světle začaly představovat jednu z možných alternativ třídění potravinového odpadu u zdroje (CECED, 2003). New York si v roce 1995 na základě obav, jak bude dále nakládáno s odpady po uzavření jejich nejvýznamnější skládky, nechal provést dosud

nejkomplexnější studii o vlivu DPO na kanalizaci. Pozitivní výstupy studie vedly k tomu, že město v roce 1997 znovu povolilo užívání DPO v obytných budovách (Marashlian a El-Fadel, 2005).

Dnes jsou drtiče prodávány v 50 zemích světa jako je Velká Británie, Irsko, Japonsko, Kanada, Mexiko či Austrálie (Marashlian a El-Fadel, 2005). Největší nasycení trhu je ve Spojených státech, kde drtiče vlastní okolo 50 % domácností. V Evropě vlastní drtiče nejvíce obyvatelé ve Velké Británii, kde mají DPO namontované v 5 % domácností (Bolzonella a kol., 2003). Naopak v mnohých evropských zemích jako je Rakousko, Belgie, Holandsko či Slovinsko je používání DPO zákonem zakázáno (Philip, 2010; Pospíšilová, 2007).

Drtiče mají dnes v mnohých zemích veliké zastánce i zaryté odpůrce. V této části práce jsem zpracovala nejčastěji uváděné argumenty pro a proti užívání drtičů.

### 3.2. Argumenty pro užívání DPO

Hlavním důvodem obnoveného zájmu o drtiče, který nastal od 90.let, je možnost separace biologicky rozložitelných složek odpadů přímo u zdroje, které toto zařízení umožňuje.

Separace BRO musí probíhat přímo u zdroje. Mokrý frakce nesmí být smíchána se suchou, snadno zpracovatelnou a recyklovatelnou částí. Na rozdíl od papíru či plastů, které se dají i po sesbírání TKO dotřídit na dotřídovacích linkách, je separace biologicky rozložitelné složky z TKO velice obtížná (Jones, 1990). Biologicky rozložitelná složka vytříděná z TKO již bývá kontaminována dalšími látkami a nebývá vhodná pro další užití v zemědělské produkci či na kompost. „Suchý“ odpad se zase kontaminací „mokrou“ složkou znehodnocuje, stává se hygienicky závadným a komplikuje se tak další zacházení s ním. Znemožňuje se též dotřídění „suchého“ odpadu, z něž by mnohé složky ještě bývalo šlo oddělit a recyklovat (Pospíchal, 2009; Jones, 1990).

DPO jsou jednou z technologií, jak BRO separovat již přímo u zdroje, aniž by přišel do styku s jinými domácími odpady. Jeho výhodou je pohodlnost a snadná manipulace. Problémem při třídění odpadů, a vůbec při celkovém nakládání s odpady, bývá lenost lidí, kteří často i do kontejnerů pro separovaný sběr vyhazují odpady, které do nich vůbec nepatří. Další využití vytříděné komodity se tak značně komplikuje.

Drtiče představují pro uživatele pohodlnější variantu na odstraňování odpadu. Díky rozdrčení organické části odpadu a jejímu spláchnutí do kanalizace ubývá významně množství vyprodukovaného domácího odpadu. Snižuje se tak frekvence nutnosti vynášení odpadu, podpořené i tím, že se již v koši nebudou objevovat zahnívající části způsobující zápach. Uživatelé by tak mohli být více motivováni odpad třídit. Drtič nerozdrtí nic jiného kromě

potravinového odpadu, nehrozí tak kontaminace jiným materiálem, která může být problémem při komunálním sběru bioodpadu ([www.asociaceapd.cz](http://www.asociaceapd.cz)).

Na rozdíl od kompostování, u kterého je třeba určitých technických znalostí a dovedností, jak správně kompostovat, či co do kompostu můžeme dávat či nikoli, obsluha drtiče je velmi jednoduchá a nevyžaduje žádné speciální proškolení (Asociace APD, 2007). Navíc, ač je domácí kompostování v současnosti nejvíce propagovanou variantou odstraňování BRO, mohou si ho dovolit většinou pouze obyvatelé venkovských zástaveb a majitelé rodinných domů se zahradami, kteří mají dostatek místa na umístění kompostu. Ne všechny domy jsou navíc schopné vytvořený kompost využít. Přičemž ve vegetačním období bývá často odpadu více, než stačí kompost pojmout (Kollinger, 2008). Zbývá zde tedy mnoho obyvatel bydlících v místech s nevhodnými podmínkami pro domácí kompostování, pro které mohou drtiče představovat ideální a pohodlné řešení.

Velikou výhodou DPO je, že již není potřeba budovat žádnou novou infrastrukturu, ale využívá se zařízení a infrastruktury stávající, již vybudované. Nevzniká tak „politický“ problém, typicky spojovaný s umisťováním nových smetišť, kompostovacích center či spaloven a není potřeba organizovat sběr odpadu nákladními auty, který je poměrně nákladný (CECED, 2003). Rozdrcené odpady jsou dopravovány přímo na ČOV, kde se zpracovávají jako kal v anaerobním vyhnívání. Kuchyňský odpad tak může být zpracováván způsobem pro něj nejvhodnějším aniž by se musela řešit doprava na místo zpracování.

Kuchyňský odpad je přesto, že kanalizační řád to zakazuje, z domácností často odstraňován do kanalizace přímo, tj. splachem do toalety (př. studie Hájkové 2010). Nainstalování DPO by tak mohlo pomoci snížit nekontrolované vypouštění nijak neupravených potravinových odpadů do kanalizace (Rosenwinkel a Wendler, 2001). Ty totiž v kanalizaci způsobují mnohem více škod na rozdíl od odpadů rozdrcených v drtiči, které jsou rozdrcené na příliš malé kousky na to, aby se v potrubí usazovaly či aby lákaly hlodavce. Z drtiče odchází do kanalizace odpadní voda s drobečky potravinového odpadu o maximální velikosti půl zrnka rýže. Hlodavec musí potravu, kterou chce konzumovat, uchopit předními nohama a pak ji teprve může pozřít. Podle Asociace APD, dovážející DPO na český trh, je nejmenší rozměr potravinového zbytku, který může hlodavec pozřít, 0,5 cm. Tak drobné částice, které odcházejí z drtiče, není schopen konzumovat. Drtiče by tedy měly fungovat i jako prevence proti hlodavcům v kanalizaci (Asociace APD, 2007).

Další výhodou drtičů je jejich hygieničnost. VI. kapitola II. přílohy nařízení 2004/852/ES stanovuje: „Potravinářské odpady, nepoživatelné vedlejší produkty a jiný odpad musí být odstraňovány z prostor, kde se nacházejí potraviny, co nejrychleji, aby nedocházelo k jejich hromadění“. V průzkumu Pospíšilové (2007) některé hygienické stanice uvedly, že kuchyňské

odpady jsou z části tvořeny biologickým materiálem, který může být kontaminován různými patogenními mikroorganismy (jako jsou viry, bakterie, plísně...). Mnohé z nich mohou působit jako alergen (Zimová, 2009). Je tedy nutné nakládat s těmito odpady takovým způsobem, aby rizika plynoucí z možné kontaminace byla v maximální možné míře vyloučena. Vzhledem k okamžitému odstranění bioodpadů hned po jejich vzniku tak drtiče odstraňují riziko vzniku patogenů z výparů při fermentaci odpadů. Nedochází k zahnívání odpadu v nádobách, tvorbě zápachu a lákání hmyzu (CECED, 2003; Jones, 1990).

Díky odstraňování části domácího odpadu jinou cestou dochází ke snižování množství TKO. Při omezení vzniku TKO se snižují náklady na jejich odstranění díky nižší frekvenci svozů (až na dvakrát měsíčně). Odstraní se množství zahnívající složky, způsobující hlavně v letních měsících zápach na místech komunálního sběru, který často láká hlodavce či hmyz. Zbylý suchý TKO pak vykazuje vyšší výhřevnost ve spalovnách. Fakt, že je BRO ze 70 % tvořeno vodou, je často zdůrazňován výrobci drtičů, kteří tak poukazují na to, že se mnohem více hodí pro zpracování v ČOV než v zařízeních pro odstranění pevného odpadu (Diggleman, 1998 z CECED, 2003).

Z hlediska životního prostředí se zdůrazňuje regenerace organického odpadu, kterou drtič umožňuje. BRO není skládkován ani spalován, ale v ČOV podléhá anaerobní digesti, po které může být kal použit na zemědělskou půdu (CECED, 2003). Navracení organických látek do půdy je důležité pro koloběh živin a udržování trvalé půdní úrodnosti (Trávník, 2010).

Po roce 1990 se totiž silně omezilo používání minerálních hnojiv a vápenatých hmot, snížily se stavy hospodářských zvířat a tím i produkce statkových hnojiv. Negativně se na půdních vlastnostech projevila absence jetelovin v osevních postupech a výrazné snížení podílu organicky hnojených okopanin. Absence organických látek negativně ovlivňuje půdní úrodnost, Ústřední kontrolní ústav zemědělský proto zkoumá možnou míru náhrady minerálních hnojiv přirozenými organickými hnojivy a to právě i včetně kalů z ČOV (Trávník, 2010).

Dalšími výhodami, které mohou drtiče přinést životnímu prostředí jsou snížení emisí skleníkových plynů ze skládek, snížení průsaků silně kyselých výluhů ze skládek či snížení výfukových plynů z nákladních automobilů svážejících odpad (CECED, 2003).

### 3.3. Argumenty proti užívání drtičů

Jak mají DPO vášnivé příznivce, ozývají se i mnohé silné hlasy proti jejich užívání, hlavně z řad provozovatelů vodovodů a kanalizací. V České republice je v současnosti používání DPO až na výjimky zakázáno.

Hlavními a nejčastějšími argumenty proti užívání drtičů jsou :

- zanášení kanalizace organickými sedimenty,

- látkové přetížení ČOV,
- vznik velkého množství kalu, se kterým je obtížné nakládat

(Stanovisko SOVAK ČR, 2005).

Sdružení odborů vodovodů a kanalizací ČR (SOVAK ČR) uvádí ve svém stanovisku z roku 2005: „Kuchyňský odpad je podle vyhlášky č. 381/2001 Sb., kterou se stanoví Katalog odpadů, zařazen pod č. 20 01 08 jako organický kompostovatelný biologicky rozložitelný odpad z kuchyní a stravoven a je povinnost s ním nakládat v souladu se zákonem o odpadech č. 185/2001 Sb., v platném znění. Takový pevný odpad není běžnou součástí komunálních odpadních vod a způsobuje vážné problémy nejen s odváděním odpadních vod kanalizační sítí, ale také při jejich čištění a následném vypouštění do toků. Kanalizace slouží výhradně pro odvádění a zneškodňování odpadních vod a nelze připustit, aby do tohoto systému byly odváděny odpady, např. rozmělněný kuchyňský odpad. Jako s odpadem s ním musí být nakládáno“.

Na jaře roku 2009 vydal v ČR odbor vodovodů a kanalizací Ministerstva zemědělství spolu s odborem ochrany vod a odborem odpadů Ministerstva životního prostředí společné stanovisko k používání kuchyňských drtičů (viz. Příloha IV). Toto stanovisko prozatím rozhodlo několikaletý spor o to, zda rozdrčené kuchyňské odpady (dále jen „zdrtky“) jsou odpadními vodami či nikoliv. Ačkoliv se dovozci a prodejci drtičů odkazují na definici odpadních vod v zákoně o vodách, která říká, že odpadními vodami jsou „vody použité v obytných stavbách, průmyslu..., které mají změněnou jakost“ (viz. Příloha III.), a které tedy odpovídají i vody z domácností se zdrtky (Dopis Asociace APD Vodárenské akciové společnosti), provozovatelé vodovodů a kanalizací se odolávají na to, že v kanalizačním řádu bývá v seznamu látek, které nejsou odpadními vodami a nesmí vniknout do stokové sítě položka „pevné odpady včetně kuchyňských odpadů, ať ve formě pevné nebo rozmělněné, které se dají likvidovat tzv. „suchou cestou“.“ Toto stanovisko odborů vodovodů a kanalizací bylo podpořeno i ve stanovisku MŽP a MZe.

Hlavní překážkou však není legislativa, jak říká generální ředitel Brněnských vodáren a kanalizací, a.s. Ing. Miroslav Nováček v rozhovoru s Danou Meissnerovou pro časopis SOVAK, ale reálné zkušenosti provozovatelů vodovodů a kanalizací s problémy způsobenými v důsledku používání DPO v domácnostech. Ačkoli se prodejci drtičů odkazují na zahraniční studie, které dokazují, že problémy se zanášením v kanalizaci po aplikaci drtičů nebyly, a na státy, kde jsou drtiče běžnou součástí domácností a žádné problémy nevznikají (CECED, 2003; Asociace APD, 2007), Ing. Nováček poukazuje na to, že české kanalizace jsou jinak dimenzované než zahraniční kanalizační systémy. Například v USA je kanalizace o dost novější než u nás.

„Výrobci a prodejci drtičů skutečně uvádějí, že úroveň pronikání drtičů na trh zejména v přímořských státech se pohybuje v řádu až desítek procent, ale to hovoří o státech, kde není organizován sběr a likvidace odpadů jiným způsobem. Kanalizační stoky, a to i v ulicích běžné občanské zástavby pak mají profily až 2 m a jimi přepravovaný odpad, byť ve formě emulzí, končí v moři. Naše republika tuto výhodu nemá“ (Nováček v Meissnerová, 2009). Profily kanalizačních přípojek a kanalizací v ČR nejsou dimenzovány pro odpady, vznikající při používání drtičů a mnohde nemají vzhledem ke konfiguraci terénu dostatečný spád (Meissnerová, 2009).

Podle Ing. Miloslavy Melounové ze sdružení SOVAK jsou velikým problémem tuky, které se používáním drtičů dostávají do kanalizace a usazují se zde. Na ně se potom nabalují další látky a může dojít k omezení průtočnosti kanalizace. Reálně nastávají problémy v oblastech s novostavbami, kde si obyvatelé nových domů často do domácností drtiče pořizují. Ing. Melounová uvádí příklad novostaveb v Jesenici u Prahy, kde bylo zjištěné zvýšené usazování v kanalizaci a při pátrání po důvodech vyšlo najevo, že v oblasti masově obcházel prodejci DPO a vybavovali domácnosti těmito přístroji.

Dalším problémem je kvalita odpadních vod vycházejících z drtičů. Podmínky vypouštění odpadních vod do veřejné kanalizace příslušné obce stanovuje kanalizační řád obce, ve kterém jsou mimo jiné uvedeny jakostní limity odpadních vod. Obsah nerozpuštěných látek (NL) je zpravidla limitován koncentrací 500 mg/l. Při instalaci drtiče kuchyňského odpadu s následným vypouštěním zdrtek do veřejné kanalizace odpadní voda tento limit významně překračuje (odhadem 4 až 5 tis. mg/l NL) (Stanovisko SOVAK, 2005). Kanalizační řád pracuje s pojmem ekvivalentní obyvatel (EO), což je míra znečištění vyjádřená biochemickou spotřebou kyslíku 60 g na osobu a den. Pokud odběratel vypouští do kanalizace vodu obohacenou o zdrtky, dochází k výraznému navýšení této hodnoty. Čistírny odpadních vod však na takovéto zatížení nemusí být dimenzovány (jsou stavěny na určitý počet EO) a může tak docházet k přetížení ČOV a následnému zhoršení kvality vod vypouštěných z ČOV do recipientu (Nováček v Meissnerová, 2009).

Vysoké koncentrace znečištění odpadních vod z drtičů, vypouštěných do jednotné kanalizace pro veřejnou potřebu, by mohly citelně zhoršit kvalitu odpadních vod vypouštěných za srážkového stavu z dešťových oddělovačů přímo do toku (Vorálek, 2008). Tento problém bývá v zahraničních zprávách a studiích často mnohem více důrazňován než výše zmíněné zanášení kanalizace.

Provozovatelé vodovodů a kanalizací též zdůrazňují problém s navýšením množství kalu. Různé studie sice vychvalují možnost zpracování BRO v ČOV anaerobním vyhníváním, po

kterém bude možno získávat kvalitní kal použitelný na zemědělskou půdu či na kompost, Ing. Melounová ze SOVAKu však upozorňuje na to, že nakládání s kalem z ČOV není tak snadné.

Část kalů, na jejichž kvalitu jsou mimochodem velmi přísné předpisy, je skutečně přidávána do kompostů, mnohé z nich však musí být, kvůli nedostatečné kvalitě nedosahující požadovaných limitů, nakonec spáleny či skládkovány. Zde je sice třeba vzít v úvahu slova podporovatelů drtičů, kteří říkají, že by zvýšené množství uhlíku v organických látkách mělo pomoci vytvoření kvalitnějšího kalu, Ing. Melounová však poukazuje na to, že vzhledem k tomu, že do ČOV přichází vody z různých míst včetně vod průmyslových, často se kal kontaminuje mnohými nežádoucími látkami. Například přesto, že je vypouštění amalgámů do kanalizace zakázáno, zubaři tak stejně často činí. Takto kontaminovaná várka kalu je zcela nepoužitelná pro kompost a musí se nákladným způsobem kompostovat.

„Je nelogické“, říká Ing. Melounová „abychom odpad nejdříve pracně dostávali do vody (drcením), a poté ho zase na jiném místě pracně z té vody dostávali“.

Na ekonomickou náročnost poukazuje i Ing. Nováček: „Ročně je z procesu čištění odpadních vod v ČOV v Brně-Modřicích likvidováno cca 32 500 t stabilizovaného kalu. Jen toto nakládání přijde společnost na 25 miliónů korun ročně. Při povolení drtičů by se tato suma podstatně zvýšila, což by nutně mělo dopad na výši stočného. Též další úprava technologií spojená s vyšším látkovým zatížením ČOV by si vyžádala extrémně vysoké náklady na pořízení i provoz, nesrovnatelné s náklady současného způsobu likvidace komunálního odpadu“.

Odpadní vody při používání drtičů vyžadují k odstranění většího množství organických látek větší množství kyslíku a to zvyšuje spotřebu elektrické energie v čistírnách odpadních vod. Četnější potřeba proplachů kanalizační sítě, vyšší spotřeba elektrické energie a zvýšené množství kalů k využití, v případě, že nejsou nadlimitně znečištěny (nepřípustnými látkami), nebo jejich odstranění, výrazně zvyšuje náklady na provoz kanalizační sítě a čistíren odpadních vod (Společné stanovisko MZe a MŽP, 2009).

Sami příznivci používání DPO připouští pár nevýhod drtičů. Sdružení výrobců domácích spotřebičů (CECED) ve své studii z roku 2003 uvádí jako nevýhody drtiče:

- možné nedostatečné kapacity ČOV
- nepatrný nárůst spotřeby vody a elektrické energie
- riziko ucpání potrubí u domovní instalace (v případě zastaralých a tenkých trubek) – je tomu ale možné předejít pročištěním trubek před instalací DPO
- možný nepatrný nárůst v počtu čistících operací v kanalizaci
- nutnost přizpůsobení ČOV, pokud stupeň nasycení trhu drtiči překročí určitou hranici, odhadovanou mezi 30 % a 40 % (není to pravděpodobné v příštích 25 – 30 letech)

- více nákladů pro ČOV pro zpracování a využívání nebo odstraňování navýšeného množství kalu (mělo by se vyrovnat hodnotou tepla a energie z bio-plynu).

Používání DPO je zakázáno i v mnohých dalších evropských zemích kromě ČR, kde je toto rozhodnutí odůvodněno např. obavami ze zvýšení znečištění recipientu/životního prostředí těžkými kovy, snížením kvality kalu v ČOV, který by byl nevhodný pro zemědělské užití (opět zcela opačný názor od propagátorů DPO – viz.výše), vyššími požadavky na proces provzdušňování kalu, který je velmi náročný a zvýší se spotřeba energie (Dánsko), ohrožením zdraví lidí výskytem patogenů a škůdců a zvyšováním pachů (Rakousko) a v mnoha zemích nesplněním limitů pro vypouštění odpadních vod do kanalizace (Pospíšilová, 2007).

Rosenwinkel a Wendler ve své studii z roku 2001 uvádějí jako možná rizika ucpávání, zápach (anaerobním rozkladem v potrubí a tvorbou  $H_2S$ ), nárůst populace hlodavců v kanalizaci (zde je opět třeba zdůraznit rozpor s příznivci DPO, kteří naopak přisuzují drtičům vliv na snížení počtu hlodavců), přídavné zatížení vodního systému vypouštěním většího množství vod a znečištění půdy a spodních vod prosakujícími trubkami. Za hlavní nevýhody považují opět zvýšené množství kalu a též vyšší počáteční náklady pro uživatele.

#### **4. Porovnání studií zabývajících se vlivy DPO na kanalizaci a ČOV**

Vnímání a přístup k DPO jsou tedy velmi rozdílné a rozporuplné. V této části práce jsem se zaměřila na studie zabývající se vlivem DPO na kanalizaci a ČOV, porovnáním jejich výsledků a zhodnocením reálnosti očekávání od drtičů či naopak oprávněnosti obavy z nich. Většina studií je zahraničních, ale i v ČR proběhlo mezi lety 2005 – 2007, v rámci řešení výzkumného záměru týkajícího se odpadů ve VÚV T.G.M., dlouhodobé sledování malé domovní ČOV. Úkolem bylo ověřit vliv drtičů kuchyňského odpadu na funkci a provoz ČOV. V této studii však nebyl zkoumán vliv DPO na kanalizaci.

##### 4.1. Vliv drtičů na spotřebu vody a energie v domácnostech

Častou obavou spotřebitelů, kteří používají DPO je navýšení cen za spotřebu vody a energie. Víceméně všechny studie zabývající se touto problematikou však prokázaly, že toto navýšení je zcela minimální a tudíž zanedbatelné (viz. Tabulka 2)

Marashlian a El-Fadel (2005) i Thomas (2010) počítali při svých pokusech s 11,7 l vody na 1 kg odpadu.

Spotřeba vody se podle porovnání několika studií pohybuje průměrně mezi 1 – 4,5 l na osobu a den (Battistoni a kol., 2007). To představuje jen přibližně 2,6 % objemu denní spotřeby



vody (Jones, 1990) (2,2 % podle Marashlian a El-Fadela, 2005). Oproti spotřebám z jiných činností jde tedy o zanedbatelný podíl (viz. Tabulka 2).

Novější výsledky ze studie v Surahammaru shrnuté Evansem (2010) dokonce zaznamenává snížení spotřeby vody po aplikaci DPO o 13 l/os·den, což bylo patrně ovlivněno nějakým neznámým vnějším vlivem. Ukazuje to však, že spotřeba vody v důsledku aplikace DPO není nijak závratná. Možné vysvětlení je i to, že po přípravách jídel se většinou dřez oplachuje vodou, což se po aplikaci DPO děje současně s drcením odpadu, spotřeba se tedy vlastně výrazně nemění (Evans, 2007).

Co se týče spotřeby elektrické energie potřebné na fungování drtiče, jedná se podle studie Bolzonelly a kol. o spotřebu mezi 3,9 – 7,7 Wh na osobu a den. Ve studii z univerzity v Surahammaru ve Švédsku pracují s daty 3 – 4 kWh na domácnost za rok (Karlberg a Norin, 1999). V novější Surahammarské studii pak Evans (2010) vypočítává pro typický DPO s motorem o výkonu 300 – 500 W spotřebu energie na 2 – 3 kWh/domácnost-rok. Studie provedená v New Yorku předpokládá, že drtiče budou užívány asi dvakrát až třikrát denně a to po dobu 0,6 minut. Pokud tedy stanovíme horní hranici doby drcení na 2 minuty denně, při používání standardního drtiče s motorem o 0,5 hp (cca 373 W) spotřebuje motor za den méně energie než 75 wattová žárovka za 10 minut (Marashlian a El-Fadel, 2005).

Vypočítáme-li z těchto údajů roční náklady, vychází to přibližně na 0,57 – 1,08 € ročně navíc pro spotřebu vody a 0,55 – 1,10 € ročně navíc za spotřebu elektrické energie pro tříčlennou rodinu (Bolzonella a kol., 2003). V ČR by se při ceně vodného a stočného z roku 2009 v Praze (data z [www.sovak.cz](http://www.sovak.cz)) a při navýšení spotřeby vody o 4 l na osobu a den jednalo o přídavek cca 300 Kč za čtyřčlennou rodinu na rok. Při spotřebě elektrické energie 10 Wh na domácnost a den pak za současné ceny elektřiny (dle ČEZu) by roční navýšení představovalo 16 Kč pro domácnost.

Pokud jde o zatížení ČOV přídavkem vody z používání drtičů, takto nízké nárůsty přítoku, v porovnání s množstvím běžně spotřebovaných vod, nemohou fungování ČOV nijak ohrozit. Pro New York City bylo vypočítáno, že při nasycení trhu drtiči ze 38 % se zvýší denní spotřeba vody pro celé město cca o 3 miliony gallonů na den (1 gallon je asi 3,785 l). To je při průměrné denní spotřebě vody 1,3 miliard gallonů vody, které New York vykazuje, zcela zanedbatelné množství (DEP NYC, 1995). Podle Marashlian a El-Fadela (2005) by se měl přítok vody na ČOV zvýšit asi o 1,1 % - 4,4%. 4,4 % v případě, že bude trh nasycen drtiči ze 75 % a uživatelé v nich budou drtit 95 % kuchyňského odpadu.

Tabulka 2. Navýšení výdajů za elektřinu a vodu při používání DPO

	Bolzonella (2003), Verona	DEP NYC (1995)	Marashlian (2005), Beirut	Jones (1990), Toronto	Karlberg(1999) Surahammar
Spotřeba vody (l/osoba·den)	1,0 – 1,9	1 gallon= 3,85 l	4,3	3 – 6,64	** 3 – 6
Spotřeba energie (Wh/ osoba·den)	3,9 – 7,7	na	<12,7* / domácnost·den	na	** cca 8,3 – 10,9 Wh /domácnost·den)

• \* údaj převzat z The Plumbing Foundation of City of New York (2001)“

• \*\* autoři údaje převzali z jiných studií

Tabulka 3. Poměr vody potřebné na fungování DPO oproti ostatním činnostem v domácnosti  
(Zdroj: Jones, 1990)

Činnost	Spotřeba vody	
	l / osoba · den	% z celkové spotřeby
Splachování toalety	61	35,5
Koupání	35	20,2
Praní	38	21,9
Mytí nádobí	12	7,0
Drcení potravinového odpadu	4,5	2,6
Různé	22	12,7
Celkově	172,6	100

#### 4.2. Vliv drtičů na zanášení kanalizace

Jedním z hlavních argumentů, který odpůrci drtičů uvádí, je problém zanášení kanalizace, které by mohly DPO způsobovat. Mnoho studií, které se zabývaly vhodností či nevhodností tohoto zařízení pro odstranění BRO, se tedy přirozeně na tento problém zaměřilo. Výsledky zahraničních studií překvapivě vykazují v tomto ohledu skoro absolutní bezproblémovost DPO.

Během studie v New York City (NYC) bylo prováděno sledování kamerou uvnitř kanalizace. Sledování bylo provedeno před instalací drtičů, během jejich používání a po dokončení studie. Žádné významné usazování nerozpuštěných látek v kanalizaci nebylo pozorováno za dobu relativně krátkého pozorování (DEP NYC, 1995). Zde je možné se odvolávat na jiné rozměry americké kanalizace oproti evropským (profily až 2 m) a na fakt, že sama studie poukazuje na to, že sledování bylo prováděno po poměrně krátkou dobu.

Podobné výsledky však vykazují i studie dalších států. Ve švédském městě Surahammar byla od 90. let prováděna studie o vlivu drtičů na kanalizaci a byly zde nainstalovány kamery, jedna do potrubí, kam nebyla splachována žádná voda z drtičů, druhá do kanalizace v oblasti,

kde drtiče nainstalovány byly. Žádné rozdíly mezi záznamy z obou míst nebyly nalezeny. Celkově nebylo během sledování v roce 1998 zaznamenáno žádné ucpání potrubí ani jiné komplikace v kanalizaci. Objevilo se pouze několik poruch způsobených ucpáním kanalizačních trubek uvnitř budov, které ale šly většinou snadno odstranit (Karlberg a Norin, 1999). Shrnutí výsledků studií v Surahammaru po 15 letech sledování potvrzuje, že nedošlo během této doby k problémům v kanalizaci či jejímu poškození (Evans, 2010).

Stejně tak studie provedená Battistonim a kol. v Itálii nevykázala žádné významné usazování materiálů v kanalizaci, a to ani v problematickém úseku s mírným sklonem o velikosti 1mm/m o délce 75m (Battistoni a kol., 2007).

Marashlian a El-Fadel se ve své studii (2005) odkazují na švédskou studii Nilssona a kol. z roku 1990, která ukazuje, že při vhodném užívání DPO po dobu 15 let nedošlo k žádným provozním problémům v kanalizaci. Pravidelná kontrola a každoroční nahrávání vnitřku kanalizace ukázaly, že kanalizační potrubí fungovalo dobře, bylo pouze zjištěno nahromadění kalů na vodní hladině o šířce 2-3 cm a výšce 0,5-1,5 cm. Marashlian a El-Fadel (2005) poukazují i na další podobné výsledky jiných studií, např. studie společnosti Sinclair Knight z Austrálie, studie Waste Management and Research Unit z Griffith University též z Austrálie (1994), holandská studie Koninga a Van Der Graafa (1996), či studie Strutze z Univerzity ve Wisconsinu v USA (1998).

Naopak britská studie Thomase (2010) upozorňuje na to, že hranice pro koncentraci rychle sedimentujících látek (RSS – *readily settleable solids*), která může způsobit sedimentaci a ucpávání kanalizace, je 100 mg/l. Koncentrace RSS vycházející z DPO je při tom 50 – 60x vyšší.

Důležitým parametrem pro zkoumání možnosti usazování sedimentů v kanalizaci je velikost částic. Zde se názory studií liší. Podle průzkumu CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management) se okolo 98 % z odpadu vloženého do drtiče zredukuje na velikost pod 0,20 cm (Marashlian a El-Fadel, 2005).

Ve svém průzkumu založeném na porovnávání studií uvádí Karlberg s Norinem velmi rozdílné výsledky. Například firma Disperator, zabývající se prodejem drtičů, podle nich prohlašuje, že odpad rozmělněný v jejich drtičích má velikost částic mezi 3 – 5 mm. V disertační práci z univerzity Mälardalens högskola, zaměřené na drtiče ISE, byla zjištěna běžná velikost částic až do 20 mm a dokonce byly objeveny i částice o velikosti 40 – 50 mm (Nilsson, 1998 v Karlberg a Norin 1999). Nejčastěji se tak dělo u částic ze šlupek cibulí a brambor. V japonské studii, která zkoumala odpady z drtiče značky SinkMaster, se zase uvádí velikost zdrtek 2 – 5 mm (Karlberg a Norin, 1999). Kegebein a kol., kteří prováděli studii v USA (2001), zjistili, že 40 – 50 % odpadu rozdrceného v DPO mělo velikost pod 0,5 mm a 98 % částic bylo menších než 2 mm. 5mm sítím pak prošly všechny částice (Evans, 2010).

To by podporovalo teorii o nedostupnosti tak drobné potravy pro hlodavce. Ti by takovou potravu pravděpodobně ani nebyli schopni identifikovat, jak se vyjádřila British Pest Control Association (2005) (Evans, 2010). Studie v Surahammaru pak skutečně prokázala, že nebyl sledován problém s krysami (Evans, 2010).

Velice komplexní výzkum v této oblasti provedli Bolzonella a kol. v italské Veroně. Na základě studie literatury usoudili, že by „zdrtky“ z drtičů měly mít stejnou hustotu jako odpadní voda a tudíž by se neměly vůbec v kanalizaci usazovat. Je však jasné, že to neplatí striktně a u některých materiálů (jako jsou kousky kostí, skořápek škeblí atd.) byla prokázána vyšší hustota než u odpadní vody. U některých materiálů byla naměřena hustota nad  $2 \text{ kg/m}^3$  a velikost nad 1 mm, což už by mohlo sedimentaci způsobit (Nilsson a kol., 1990; Galil, Shipner, 2001 z Bolzonella a kol., 2003). Přesto pokud je drtič používán správným způsobem, tyto materiály by se neměly do odpadních vod dostávat (Bolzonella a kol., 2003).

Podle Bolzonelly a kol. mnohé studie prokázaly, že se sedimentací není žádný problém, díky rychlosti proudění vody v kanalizacích, která je dostatečná pro pročištění kanalizace. Tato rychlost potřebná pro „samočištění“ kanalizace byla určena jako 0,5 – 1,6 m/s pro kanalizační potrubí o průměru 200 – 2000 mm (Bressi a kol., 1998; Galil, Shipner, 2001 z Bolzonella a kol., 2003, Kegebein, 2001, Ashley a kol., 2004 z Evans, 2010). Podle Bolzonelly a kol. je mnohem větším nebezpečím než usazování přímé vypouštění neupravených odpadních vod do recipientu v době dešťů.

Na základě těchto poznatků byla ve Veroně provedena studie zkoumající rychlost sedimentace a chování různých látek po rozdrcení. Výsledky sledování rychlosti sedimentace různých rozdrcených kuchyňských odpadů podle druhu prokázalo, že krom částic z ryby, které vykazovaly vyšší rychlost sedimentace (11,3 m/h), měly ostatní částice sedimentační rychlost nízkou (1,7 – 4 m/h) (viz. Tabulka 4). Zkoumané částice byly též rozděleny do dvou skupin podle velikosti na hrubé a jemné. Hranice byla stanovena na 0,84 mm. Hrubé částice vykazovaly 5x až 10x rychlejší sedimentaci než částice jemné.

Tabulka 4. Rychlost sedimentace organických frakcí z DPO (Zdroj: Bolzonella a kol., 2003)

Organické frakce	Velikost částic (mm)	Plovoucí částice (%)	Rychlost sedimentace (m/h)	
			Průměr	Směrodatná odchylka
Ovoce	$\geq 0,84$	78,0	16,6	4,0
	$< 0,84$	54,7	3,3	0,8
Těstoviny-pečivo	$\geq 0,84$	0,0	22,7	3,1
	$< 0,84$	8,0	1,7	0,4
Zelenina	$\geq 0,84$	0,0	19,4	3,3
	$< 0,84$	37,3	2,3	0,4
Maso	$\geq 0,84$	62,0	17,3	1,1
	$< 0,84$	30,3	4,0	0,5
Ryby	$\geq 0,84$	0,0	24,5	1,6
	$< 0,84$	40,0	11,3	0,2

Dále byla zjišťována ztráta sedimentací během transportu kanalizací jednotlivých nerozpuštěných látek (NL) během suchého počasí. Použity k tomu byly skutečné ČOV o 40 000 – 80 000 EO. Množství NL ztracených v kanalizaci se zjišťovalo odběrem vzorků při ústí kanalizace do ČOV.

V běžném stavu činila koncentrace NL odpadních vod přitékajících na ČOV 800 – 3300 mg/l a rychlost jejich sedimentace byla 10 – 15 m/s, tedy zcela srovnatelná s rychlostí sedimentace zdrtek. Pouze části odpadů z pečiva, těstovin, ryb a masa by se s vyšší rychlostí sedimentace mohly usazovat v kanalizaci (viz Tabulka 5). V Tabulce 6 je uvedeno běžné procentuální zastoupení jednotlivých složek v kuchyňském odpadu. Je vidět, že převažují zelenina a ovoce, které vykazovaly pomalé sedimentační rychlosti a tedy malé riziko sedimentace v kanalizaci. Z tabulky 4 je také dále patrné, že většina NL do ČOV dorazila a celkově jen 16,8 % z nich se usadilo v kanalizaci (přičemž autoři studie předpokládají, že většina z nich nakonec také pomalejší cestou do čistírny dorazila).

Tabulka 5. Množství částic usazených v kanalizaci (Zdroj: Bolzonella a kol., 2003)

Druh odpadu	Rozložení velikosti částic (%)		Částice, které dorazily do ČOV (%)		Usazené částice (%)
	< 0,84 mm	> 0,84 mm	< 0,84 mm	> 0,84 mm	
Ovoce	79	21	79	19,5	1,5
Těstoviny - pečivo	42,1	57,9	42,1	37,5	20,4
Zelenina	56,1	43,9	56,1	36,2	7,7
Maso	33,4	66,6	33,4	57,7	8,9
Ryby	63,9	36,1	63,9	26,8	9,3
Smíšená organická část TKO	50,1	49,9	50,1	33,1	16,8

Tabulka 6. Složení kuchyňského bioodpadu (Zdroj: Bolzonella a kol., 2003)

Druh odpadu	Hmotnostní %
Zelenina	40
Těstoviny - pečivo	31
Ovoce	24
Maso	3
Ryby	2

Podle Ing. Melounové ze SOVAKu způsobují největší problém v kanalizaci tuky, na které se nabalují další částice a může tak dojít k omezení průtočnosti. O tom, že tuky jsou velkým problémem pro kanalizaci píše ve své studii i Evans a kol. (2010). Ti však tvrdí, že užívání DPO nárůst množství tuků nezpůsobují.

Podle Tabulky 7 v kapitole 4.3 je skutečně patrný nárůst množství tuků a olejů po aplikaci DPO. Studie však ukazují, že přes navýšení množství tuků k problémům v kanalizacích nedocházelo (De Koning a van der Graaf, 1996 v Evans, 2010; Bolzonella a kol., 2003) Evans a kol. (2010) na to mají několik vysvětlení. Jedním z nich je možnost, že se částice tuků shlukují s částicemi rozdrčených potravin a nejsou tak volné k tomu, aby se emohly zachycovat na povrchu kanalizace. Podle výzkumu Ducosta a kol. (2008) se pak nejvíce usazují soli kovů mastných kyselin (tvoří 84 % usazenin), které vznikají zmýdlením tuků a olejů. To se děje pravděpodobně reakcí tuků s různými detergenty či dezinfekčními prostředky. Jejich užívání by tedy pak bylo mnohem podstatnější pro usazování tuků v kanalizaci než aplikace DPO (Evans a kol., 2010). Dalším důvodem, kdy se tuky usazují v kanalizaci, je jejich vysoká koncentrace,

která vša mnohem spíše nastává v případech nelegálního vypouštění velkého množství tuků a olejů do kanalizace než při užívání DPO (Evans a kol., 2010).

#### 4.3. Vliv drtičů na složení odpadních vod

Velice důležitým parametrem při posuzování vhodnosti či nevhodnosti DPO jako nástroje pro odstraňování BSK<sub>5</sub> je bezesporu složení odpadních vod, které z drtiče vychází. Např. ve městě Surahammar vypočítali, že by se zavedením používání DPO mohlo dostávat do kanalizace až 520 kg potravinových odpadů denně při napojení 1100 domácností s drtiči (Karlberg a Norin, 1999). Takové množství odpadu musí nutně složení odpadní vody ovlivnit a provozovatelé kanalizací se tím také při obraně proti drtičům zaštiťují a poukazují na to, že odpadní voda vycházející z DPO často nesplňuje požadované limity pro vypouštění OV do kanalizace.

Vesměs všechny studie poukazují na výrazné zvýšení chemické spotřeby kyslíku (CHSK), popřípadě biochemické spotřeby kyslíku (BSK<sub>5</sub>) a nerozpuštěných látek (NL) v odpadních vodách s přidavkem rozemletého kuchyňského odpadu z DPO. Zvyšuje se i množství dusíku ve vodě (TN – Total Nitrogen), zatímco nárůst množství fosforu (TP – Total Phosphorus) bývá minimální či dokonce nulový. Některé studie poukazují na zvýšení množství tuků a olejů. Hodnoty z jednotlivých studií se však již liší. Výsledky jednotlivých studií je možné si prohlédnout v Tabulce 7. Studie označené v tabulce symbolem @ sledovaly změnu koncentrace vody vstupující do kanalizace po aplikaci DPO, ostatní studie zkoumaly změnu zatížení ČOV vyjádřenou v navýšení množství znečištění ve vodě v gramech na osobu a den.

V Příloze V. Je možné si prohlédnout tabulku z nejnovější studie provedené v UK Thomasem a kol. (2010). Její výsledky jsou vesměs velmi podobné výsledkům v Tabulce 7, jedinou výjimkou je navýšení množství dusíku, které bylo v Thomasově studii zanedbatelně malé.

Tabulka 7. Změny znečištění OV po instalaci DPO – porovnání studií

Studie (rok) →	Pospíšilová a kol. (2007)	Battistoni a kol. (2007)	Bolzonella a kol. (2007)	Marashlian a El-Fadel (2005)	Rosenwinkel, a Wendler (2001)	DEP NYC (1995)	Jones a kol. (1990)
Znečištění ↓	@	(67% nasycení trhu)	(30 – 100% nasycení trhu)~	@ (25 – 75% nasycení trhu)		(30 – 83% nasycení trhu)#	(25% nasycení trhu)
CHSK (COD)	51 násobné zvýšení	+55g/os.den +44% (+253mg/l)	+ 75g / os.den (14 – 88 g/os.den)~ +100 – 200% (+ 300mg/l)	-	+18-36 g/ os.den (+3,5%)	+ 45,7-85,3 g/os.den (+60,3%)	-
BSK <sub>5</sub> (BOD)	42 násobné zvýšení	-	-	+17 – 62% (+ 6598 mg/L)	+6-15 g/ os.den (+10-25%)	+32,7-47,6 g/ os.den (+124%)	+10,4-31g/ os.den +23-57%~ (+8mg/l)***
rb COD	-	+17g/os.den +71% (+80mg/l)	-	-	-	-	-
NL (TSS)	81násobné zvýšení	+12g/os.den +30% (+51mg/l)	+50g/os.den (3-34g/os.den)~ +100% (+100-150mg/l )	+1,9 –7,1% (+ 967 mg/l)	+28-40g/ os.den (+40-60%)	+21,2-53,4 g/os.den (+71,5%)	+20,8-34g/ os.den +30-52%~ (+22mg/l)***
TN **TKN	-	+2g/os.den +19% (+11mg/l)	+2,5 g/os.den (+1,6-14g/ os.den )~ +25-38%** (+9-14 mg/l)	+12% *	+1,5g/ os.den (+5-10%)**	+5,1-6,2 g/os.den (+57,3%)**	+5,3%~ (+3,6mg/l)***
N-NH <sub>4</sub>	+32%	+0 g/os.den +11% (+4mg/l)	-	-	-	+1,8-2,1 g/ os.den (+42,9%)	-
N-NO <sub>2</sub>	-	-	-	-	-	+0,000	-
N-NO <sub>3</sub>	-	-	-	-	-	-0,000	-
TP	48 násobné zvýšení	-1 g/os.den -40% (-4mg/l)	+0,25 g/os.den (+0,1-3,1 g/ os.den)~ +15-30% (+0,5-1mg/l )	Zanedbatelný nárůst *	+0,13-0,25 g/ os.den (+7-14%)	+0,5-0,7 g/ os.den (+39,3%)	+2,5%~ (-1,4mg/l)***
P-PO <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	+0,3-0,45 g/ os.den (+40%)	-
CHSK/TN	-	+21% (+2,1)	Zvýšení na 30	-	Zvýšení na 25/1 (z 2/1 – 5/1)	-	-
Tuky	-	-	+2,1-7,7 g/ os.den~	-		+20%	+12,6-44%~

\*převzato ze Staffanstrom (1990)

~výsledky z literární ršerše

\*\* TKN

\*\*\* výsledek ovlivněn tím, že byl mnohem vyšší přítok OV v období před instalací DPO vlivem dešťů



# Studie v NYC prováděla měření ve 3 rozdílných oblastech s různým nasycením trhu drtiči, jedna z oblastí – Brooklyn – vykazovala výrazně vyšší znečištění OV po zavedení drtičů, což však bylo přičítáno spíše vlivům nekvalitního potrubí, kde docházelo k vsaku z okolí. Při hodnocení dat tedy byly vytvořeny dva výsledky, jeden zprůměrovaný ze všech 3 oblastí a druhý bez dat z Brooklynu. Zde jsou použity výsledky bez započítání dat z Brooklynu.

Porovnat jednotlivé studie je poněkud složité. Každá totiž vyjadřuje míru navýšení zatížení odpadních vod nečistotami jiným způsobem. Nejčastěji je používán specifický přírůstek pro jednotlivé polutanty na osobu a den či procentuální vyjádření navýšení. Jak však píše Jones ve studii Torontské univerzity (1990), vyjádření přírůstku zátěže v procentech může být problematické. Výsledky pak totiž mohou být velmi variabilní v důsledku toho, že např. přírůstek BSK<sub>5</sub> o 29 g na osobu a den, může znamenat pro oblast s běžnou hodnotou BSK<sub>5</sub> 90 g/os·den 32% nárůst, pro oblast s běžnou hodnotou BSK<sub>5</sub> 40 g/os·den však znamená 73% nárůst. K porovnáváním datům je tedy potřeba přistupovat velmi opatrně.

Nejvhodnější jednotkou pro porovnávání údajů je gram na osobu a den (g/os·den) (Thomas, 2010).

Nárůst CHSK (COD) se podle studií pohybuje mezi 18 a 85 g/os·den (některé studie udávají zvýšení vnosu CHSK až 120 g/os·den (Bolzonella a kol., 2003) ), což představuje někde nárůst o pouhých 3,6 % (Rosenwinkel a Wendler, 2001), jinde až trojnásobné zvýšení hodnoty CHSK (Bolzonella a kol., 2003). V průměru můžeme čekat asi 60% navýšení zátěže CHSK.

Zátěž BSK se pohybuje mezi 6 – 48 g/os·den, přičemž by se sem dala započítat i hodnota pro rbCOD (rychle biodegradabilní CHSK) ze studie Battistonihho a kol. s hodnotou nárůstu 17g/os·den. V procentuálních nárůstech se jedná o hodnoty navýšení mezi 6 až 124 % (průměrné hodnoty ve většině studií se však pohybují pod 50 %).

Ve všech studiích poměrně konstatní vysoký nárůst vykazují nerozpuštěné látky (NL, anglická zkratka TSS – total suspended solids), což je při přidavku rozdrcených odpadů poměrně pochopitelné. Hodnoty navýšení se pohybují mezi 12 a 53 g/ os·den, což procentuálně převedeno ve většině studií odpovídá přibližně 50% nárůstu. Zde je možné si povšimnout velké variability v kvalitě odpadní vody vycházející z drtiče vyjádřené v nárůstech v mg/l. Zatímco ve studii Battistonihho a kol. se hodnota pohybuje okolo 51 mg/l, ve studii Bolzonelly a kol. (2003) jde o hodnotu 100 – 150 mg/l a podle výzkumu Marashlian a El-Fadela (2005) dokonce o 967 mg/l. Je to způsobeno rozdílnými způsoby stanovování znečištění odpadních vod. Zatímco výzkum Battistonihho byl prováděn v malé vesnici s počtem 150 obyvatel s instalovanými drtiči, a vzorky byly odebírány za reálného provozu při vtoku odpadní vody do ČOV (zkoumal tedy zatížení ČOV), výzkum Marashlian a El-Fadela je laboratorní, vycházející z teoretických dat a chemické

ukazatele se stanovovaly v 1kg rozdrčeného odpadu smíchaného s 11,7 l vody (tento výzkum tedy zkoumal kvalitu vody vypouštěné z DPO do kanalizace).

Přírůstek byl zaznamenán i v množství dusíku. Zde někteří autoři používali zhodnocení celkového množství dusíku (TN – Total Nitrogen) a někteří počítali pouze obsah organického dusíku TKN (Total Kjeldahl Nitrogen). Nárůst TN se pohyboval mezi 2 – 4 g/os·den, procentuálně mezi 5 – 19 %. Navýšení TKN se pohybovalo mezi 1,6 – 6 g/os·den, podle studie Bollzonelly a kol., která zkoumala výsledky různých dřívějších studií, pak až 14 g/ os·den. Procentuálně jde o nárůst 5 – 57 %. Velmi nízký nárůst množství dusíku vykázala anglická studie, kde se navýšení množství amoniakálního dusíku pohybovalo mezi 0,03 a 0,07 g/ os·den (Thomas, 2010).

Přídavek fosforu je vesměs nevýznamný. Ve všech studiích vykazuje menší nárůst než dusík, výjimkou je česká studie Pospíšilové a kol. (2007), kde zaznamenali zvýšení obsahu fosforu v odpadní vodě oproti běžnému obsahu až 48násobný, zatímco množství amoniakálního dusíku se zvýšilo o „pouhých“ 32 % (je třeba však vzít v úvahu, že se zde pracovalo pouze s množstvím amoniakálního dusíku a ne celkového, i tak je ale rozdíl veliký). V ostatních studiích se množství fosforu zvýšilo o 0,1 až 1 g/ os·den (v Bolzonellovi a kol. až o 3,1 g/os·den). Procentuálně se jednalo o nárůst 2,5 – 40 %. V některých studiích bylo zaznamenáno dokonce snížení obsahu fosforu v odpadní vodě (Jones, 1990; Battistoni a kol., 2007), což značí, že DPO množství fosforu nijak významně neovlivňuje.

Některé studie také poukazují na zlepšení poměru CHSK/N (COD/TN), to znamená, že množství organických látek se zvýšilo více než množství dusíku. Ve studii Battistoniho a kol. se zvýšil též poměr rychle biologicky odbouratelného CHSK vůči celkovému CHSK (rbCOD/COD) z 0,2 na 0,24. Zlepšení tohoto poměru napomáhá lepšímu biologickému odstraňování živin, hlavně procesu denitrifikace (Battistoni a kol., 2007). Podle průzkumu Bolzonelly a kol., porovnávající několik starších studií, se však tyto hodnoty navýšení CHSK/N velmi liší. Některé studie vykazují hodnotu CHSK/N těsně na hranici proveditelnosti biologického odstraňování dusíku ( $\geq 8,6$ ), jiné vykazují CHSK/N až třikrát až čtyřikrát vyšší. Je to dáno velmi širokým rozsahem hodnot navýšení TN, které jednotlivým studiím vyšly. Dále se zlepšil poměr CHSK/P (Bolzonella a kol., 2003).

Co se týče poměru těkavých látek (VSS – volatile suspended solids) vůči NL, zůstává poměr i po přidání „zdrtek“ konstantní. Ve středně dlouhých kanalizacích (s dobou setrvání kratší než 24 h) je patrný nárůst koncentrace rozpustných částí CHSK v kanalizaci, ale nejedná se o rbCHSK (rychle biodegradabilní CHSK). Lze to dokázat i podle zastoupení krátkých řetězců mastných kyselin - C2 – C5 prakticky chyběly, C6 a C7 se vyskytovaly v malých množstvích (15-20 mg/l). Převažují tedy hydrolytické procesy nad fermentačními, neprodukuje

se žádný methan a nehrozí výbuch v kanalizacích ani zápach způsobený rozkládáním odpadů v kanalizaci (Bolzonella a kol., 2003).

Provozovateli kanalizace obávané navýšení množství tuků bylo studiem skutečně prokázáno a pohybovalo se mezi 12,6 – 44 %, Bolzonella a kol. uvádí navýšení o 2,1 – 7,7 g/os·den. Zároveň s tím však studie poukazují na to, že toto navýšení nepůsobilo v kanalizacích žádné problémy (Bolzonella a kol., 2003).

Zajímavý výsledek vyšel ve studii z města Surahammar, kde nezaznamenali žádné navýšení BSK, přestože podle teoretických výpočtů mělo dojít ke zvýšení asi o 15 %. Přitom zároveň zjistili jasné zvýšení poměru BSK/N. Množství N a P velmi kolísalo a nebylo možno podle hodnot zjistit vliv DPO. Sami autoři studie nejsou schopni si tento výsledek příliš vysvětlit (Karlberg a Norin, 1999). Shrnutí 15 let sledování vlivu DPO na ČOV v Surahammaru ukazuje, že po první vlně aplikace DPO do domácností skutečně došlo k navýšení BSK<sub>7</sub> o 27,4 % a CHSK o 31 %. Po zvyšování nasycení trhu drtiči v dalších letech však začaly tyto hodnoty klesat a naopak se dostaly do menších čísel než před instalací DPO (stejně tak s evšak zmenšil i poměr BSK : N) Z hodnot naměřených na konci sledování v letech 2006 – 2009 se tak od původních hodnot výrazně lišilo pouze množství fosforu, které pokleslo celkem o 26 %. Tato změna je však přičítána spíše vlivu zákazu používání fosforu v pracích prostředcích. Efekt DPO na Surahammarskou ČOV byl tedy v podstatě nulový. Autoři studie si to vysvětlují tím, že se kanalizační procesy časem po aplikaci DPO „aklimatizovaly“ na nové složení odpadní vody a biofiltry v kanalizaci tak odstraňovaly část zátěže už před vstupem do ČOV (Evans, 2010).

Důležitým faktorem, který je potřeba vzít v úvahu při posuzování dat, je procento nasycení trhu drtiči, se kterým bylo počítáno. Marashlian a El-Fadel ve své studii (2005) vypočítávali případné navýšení znečištění OV v různých případech nasycení trhu drtiči. Výsledky v tabulce pak ukazují výpočty pro stav 25% nasycení trhu při drcení 75 % odpadů z jídel (nižší číslo) a pro stav 75% nasycení trhu při drcení 95 % odpadů z jídel (vyšší číslo). Lze tak zjistit, že při 25% nasycení trhu drtiči se BSK navýší o 17 %, zatímco při 75% nasycení trhu drtiči se zvýší o celých 62 %. U NL jde o hodnoty 1,9 % a 7,7 %. Vysoké maximální hodnoty navýšení znečištění, které vykazují výsledky z literární rešerše Bolzonelly a kol., je spjato se 100% nasycením domácností drtiči. Studie zahrnující 100 magistrátů na středozápadu USA odhalila nárůst BSK o 22,5 % při 100% nasycení trhu drtiči (Stoltenberg, 1980 z Jones, 1990).

Výsledky jsou tedy velmi rozdílné, některé z nich se lišily v důsledku odlišných metod zvolených pro stanovování jejich kvality. Důležité je i procento nasycení trhu drtiči. Celkově se však prokazatelně zvýšilo množství organických složek v odpadních vodách, vyjádřené pomocí CHSK a BSK, oboje cca o 50 %. K 50% navýšení došlo i u NL. V menší míře se zvýší i

množství dusíku a tuků. V Tabulce 8 je možné si prohlédnout výsledky studie literatury Bolzonella a kol.

Tabulka 8. Porovnání výsledků několika studií ohledně přídatného množství znečištění v OV po užití DPO (Zdroj: Bolzonella a kol., 2003)

Specifický vnos	Bolzonella et al., 2003	1	2	3	4	5	6	7
% nasycení trhu	100	100	100	40	100	30	proměnlivé	proměnlivé
NL (g/EO·den)	50	34	48	29,7	50,9	50	20,8 – 90,6	28 - 40
CHSK (g/EO·den)	75	88	76	75,8	121,6	106	-	18 - 36
SCOD*(g/EO·den)	30	14	-	-	-	-	-	-
BSK (g/EO·den)	-	31	52	26,4	59,1	-	10,4 - 36	6 - 15
SBOD*(g/EO·den)	-	19	-	14,1	24,4	-	-	-
TKN(g/EO·den)	2,5	10,2	1,6	8,3	14	12	0,6 - 2	1,5
N-NH <sub>4</sub> (g/EO·den)	-	1,2	-	4,1	5,9	-	-	-
CHSK/N	30	8,6	47,5	9,1	8,6	8,8	1,6 - 18#	25
TP(g/EO·den)	0,25	3,1	-	1,27	1,77	0,9	0,1	0,13 – 0,25
Oleje a tuky(g/EO·den)	-	-	-	5,26	7,8	7,2	2,1 – 7,7	-

\* rozpustný CHSK a rozpustný BSK

# určený navýšením BSK

1 – Nilsson, P. a kol. (1990)

5 – Gatto, O. (2000)

2 – De Koning, J.; van der Graaf, J.H.J.M. (1996)

6 – Magagni, A. a kol. (1996)

3, 4 – DEP NYC (1997)

7 – Rosenwinkel a Wendler (2002)

Svoji velikostí se zcela vymykající výsledky přináší studie prováděná v Praze ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T.G.Masaryka (VÚV T.G.M.) kolektivem Ing. Evy Pospíšilové a Ing. Václava Šťastného. Pokus s DPO byl prováděn na malé domovní ČOV pro 8 EO, množství odpadních vod do 1,2 m<sup>3</sup>/den a pro přiváděné znečištění BSK bez přísad z DPO 0,48 kg/den.

Pokusy byly provedeny tři. Pokus I zkoumal vliv denní dávky odpadů určené jako cca 12% navýšení denního látkového znečištění ČOV podle údaje výrobců (100 g/den). Pokus II měl ověřit dvojnásobné zvýšení dávky (tedy 24% navýšení látkového znečištění přiváděného na ČOV – 200 g/den). Pokus III měl zakončit sledování a to přetížením technologie ČOV a jeho výsledkem mělo být nalezení charakteristických znaků pro poruchy provozu malých ČOV při látkovém přetížení právě tímto druhem odpadu. Množství dávkovaného odpadu odpovídalo zvýšení látkového zatížení ČOV o 50 % (420 g/den).

Rozdrcený kuchyňský odpad se drtil současně s přitékající studenou vodou v poměru zhruba 1:1, tak jako při použití DPO v domácnosti. Vzniklé zdrtky byly pomocí mixéru homogenizovány a byl proveden jejich chemický rozbor. Výsledky jsou zaznamenány v Tabulce 9.

Tabulka 9. Kvalita odpadních vod z drtiče odpadu (Zdroj: Šťastný a kol., 2007)

		Pokus I	Pokus II	Pokus III
CHSK	(mg/l)	294779	273053	368198
BSK <sub>5</sub>	(mg/l)	147854	73667	204500
NL	(mg/l)	159081	104000	212000
N- NH <sub>4</sub>	(mg/l)	13,1	3,4	21,2
N- NO <sub>2</sub>	(mg/l)	148,4	135,0	179,0
N- NO <sub>3</sub>	(mg/l)	1162,4	11,4	9,3
N <sub>org.</sub>	(mg/l)	2552,4	439,3	521,0
N <sub>celk</sub>	(mg/l)	2689,5	1923,0	-
P <sub>celk.</sub>	(mg/l)	1717,0	2509,0	-
P - PO <sub>4</sub>	(mg/l)	454,2	616,5	679,8

Tyto rozdrcené kuchyňské odpady byly dávkovány jednorázově, mimo odběrové místo, přímo do usazovací nádrže, tak jak by tomu bylo ve skutečnosti.

V ČR existují pro kvalitu vod vypouštěných do kanalizace limity dané vyhláškou MZe č.428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č.274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů. V příloze 15 této vyhlášky jsou stanoveny přípustné míry znečištění pro kontrolní dvouhodinový směsný vzorek odpadních vod. V Tabulce 10 jsou uvedeny hodnoty pro základní ukazatele znečištění uvedené ve vyhlášce ve srovnání s hodnotami vypočítanými pro virtuální dvouhodinový slévaný odběr, pokud by jen jediný prostý vzorek obsahoval vodu z DPO. Je patrné, že průměrná kvalita vod vzniklých z drcení kuchyňského odpadu byla vždy řádově ve stovkách gramů na litr, tedy cca 1000x vyšší než koncentrace běžné odpadní vody (Pospíšilová, 2007).

Jednalo se ale o účelově připravený koncentrát, za běžného stavu naředěný odpadní vodou. Právě proto, že se hodnotily přímo „zdrtky“ z DPO vyšly tak velká čísla oproti jiným studiím. Dávka udržovaná v průběhu Pokusu I byla nastavena na velikost, kterou by patrně mělo látkové zatížení ČOV v případě, že by provozovatelé malé ČOV odstraňovali svůj kuchyňský odpad pomocí drtiče. Výpočet vycházel z údajů výrobců, takže skutečná velikost zatížení malé domovní ČOV vodou z drtičů může být odlišná. Chyběla data o kvalitě vod z reálné domácnosti, ve které by byl DPO používán (Pospíšilová, 2007). Pokud by šlo o větší ČOV patrně by se rozdrcené odpady naředily po cestě ještě více a zatížení této ČOV by tak nemuselo být veliké.

Je však též možné si povšimnout, že hodnoty stanovené v dávkovaných zdrtcích byly zcela mimo limity k vypouštění do kanalizace. Šlo, s výjimkou amoniakálního dusíku, o hodnoty cca dvacetinásobně vyšší než připouští zákon č.274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích. Jejich vypouštění do kanalizace není tedy v ČR bez povolení provozovatele možné (Pospíšilová, 2007).

Tabulka 10. Kvalita odpadních vod z DPO – přepočet pro slévání odběr (Zdroj: Pospíšilová, 2007)

Ukazatel	Hodnoty (mg/l)			
	„Zdrtky“	Odpadní voda	Průměr (2 hod.)	Vyhláška MZe
CHSK	294 000	640	33 236	1 600
BSK <sub>5</sub>	148 000	400	16 800	800
NL	159 000	218	17 860	500
N- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	300	57	84	45
P <sub>celk.</sub>	1 700	4	192	10

Se zajímavým objevem přichází anglická studie Thomase a kol. (2010), který hodnotil koncentrace vody s rozpuštěným kuchyňským odpadem sesbíraným z domácností dobrovolníků. Vyšlo totiž najevo, že denní produkce potravinového odpadu na osobu je podle domácnosti zcela odlišná a hodnoty se pohybovaly od 14 g/ os·den do 445 g/ os·den a odpady měly různé složení. Tím pádem se pak i značně lišila koncentrace vody vytékající z DPO. Hodnota CHSK se pohybovala mezi 10 600 – 28 600 mg/l (s průměrnou hodnotou 18 500 mg/l) a hodnota BSK mezi 4760 – 13 700 mg/l (průměrně 8 370 mg/l). To je velice široké rozpětí. Nelze tedy brát doslova přesně určené hodnoty publikované v literatuře (Thomas, 2010).

#### 4. 4. Vliv drtičů na fungování ČOV

Používání DPO má tedy nesporný vliv na složení odpadní vody. Může pak tato znečištěná voda ovlivnit fungování ČOV?

Podle britské studie není pochyb o zvýšení zatížení ČOV a jde jenom o to vyzkoumat, jak toto zatížení bude velké (Thomas, 2010). Jiné studie jako je např. studie ze švédského Surahammaru naopak nevykázaly žádný významný vliv DPO na ČOV (Karlberg a Norin, 1999; Evans a kol., 2010).

V přítoku na ČOV nejsou očekávány žádné výrazné změny, např. při osazení 155 domácností drtiči je očekáván přítok 0,16 – 0,7 m<sup>3</sup>.

Thomas (2010) ve své studii uvádí vyšší procento těkavých látek mezi NL oproti stavu bez DPO. Běžné nečistoty vcházející do kanalizace totiž tvoří fekálie, které již prošly trávicím procesem na rozdíl od potravinového odpadu z DPO.

Zvýšené množství organického materiálu v přítoku může zlepšit aktivační proces a anaerobní vyhnívání. Přídavek snadno biologicky rozložitelné části CHSK (rbCHSK) zlepší biologické odstraňování nutrientů. Dochází ke zlepšení poměru CHSK/N o 21 % a rbCHSK/CHSK z 0,20 na 0,24. Tato změna znamená zlepšení biologické denitrifikace o 27 % (Battistoni a kol., 2007). Zlepšení poměru CHSK/N případně i CHSK/P, které znamená výhody pro odstraňování živin v terciálním procesu, ukázaly i další studie (Bolzonella a kol., 2003;

Karlberg a Norin (1999) uvádějí zlepšení poměru BSK/N, zlepšení poměru CHSK/N je možné si všimnout i z dat ze studie Pospíšilové, 2007 (Tabulka 10).

Očekávané je zvýšení množství kalu a vyšší tvorba bioplynu.

Studie ze švédského města Surahammar (1999) zkoumala podrobně vliv rozdrčených zbytků kuchyňských odpadů na jednotlivé kroky v procesu čištění.

Bylo zjištěno zvýšené množství shrabků na česlích o 20 kg oproti období bez přítoku „zdrtků“ z drtičů. Podle teoretických výpočtů se zde zachytily 4 % z vcházejícího rozdrčeného odpadu. Toto navýšení má za důsledek zvýšení nákladů za odstraňování shrabků a jejich následné skládkování. Odpad na česlích totiž bývá kontaminován a není tedy vhodný pro další užití. Toto množství by se dalo snížit užitím hrubších česlí či zkrácením intervalu mezi čištěním česlí, aby se drobnější částice nezachycovaly a mohly procházet (Karlberg a Norin, 1999). (Na druhou stranu Thomas (2010) na základě studie Kegebeina (2001), který ve svých pokusech zjistil, že 98 % částic vycházejících z DPO je menších než 2 mm, logicky namítá, že tím pádem by s ucpáváním česlí neměl být problém)

Karlberg s Norinem také zjistili, že 50 % BSK<sub>7</sub> bylo odstraněno již před biologickým stupněm čištění, tedy při primárním usazování. Podle porovnání s ostatními podobnými ČOV jde o vyšší procento separace. Dotyčná ČOV bohužel neměla zaznamenané tyto údaje z období před instalací drtičů. Pokud by však skutečně došlo ke zvýšení separace BSK<sub>7</sub> v primárním stupni čištění, znamenalo by to, že částice s přídavky z DPO lépe sedimentovaly (Karlberg a Norin, 1999). Lepší sedimentaci kalu po přidání odpadu z DPO vykazuje i starší studie ze švédského města Staffanstorpu (Jones, 1990). Naopak česká studie VÚV T.G.M. vykazuje zhoršení sedimentace po aplikaci „zdrtků“ z DPO (Pospíšilová, 2007).

Thomas (2010) při laboratorním sedimentačním testu zjistil, že veličiny kromě NL a rychle sedimentujících látek (RSS – *readily settleable solids*) zůstaly v roztoku větším objemem než 40 %. 40 – 50 % CHSK i BSK zůstalo v roztoku, což znamená, že by se pravděpodobně neusadily při primární sedimentaci a pokračovaly by dále do biologického stupně čištění. To by znamenalo zvýšené náklady na aeraci. Stejně tak Nilssonovi a kol. (1990) vyšlo, že po dvou hodinách sedimentace zůstávalo v suspenzi stále 12 % NL. To by znamenalo, že by se objem aeračních nádob potřebných na provzdušňování musel zvětšit o dobrých 50 % (Thomas, 2010).

Nutnost zvýšené aerace v biologickém stupni čištění pro odstranění BSK očekávají i další studie (DEP NYC, 1995; Bolzonella a kol., 2003; Mortensson, 1996 z Karlberg a Norin, 1999). Ačkoli jiné studie zase poukazují na to, že nebyly zaznamenány žádné výrazné změny ve spotřebě kyslíku (Karlberg a Norin, 1999) a některé dokonce tvrdí, že lepší přístupnost biologicky odbouratelného uhlíku optimalizovala získávání kyslíku navázaného na dusík a tedy se snížila energie potřebná na provzdušňování (Evans a kol., 2010; Battistoni a kol., 2007).

Ve studii ze Surahammaru nebyl zaznamenán žádný významný nárůst množství fosforu v přitékající odpadní vodě, tudíž nebylo potřeba zvyšovat dávku chemikálií pro srážení P. Pro ČOV zpracovávající odpadní vody z DPO však bylo doporučeno zavést proces předsrážení, které zvýší účinnost odstranění BSK před biologickým stupněm čištění. Mělo by to pomoci menší spotřebě kyslíku při aeraci a větší produkci bioplynu, tedy lepší energetické bilanci ČOV (Karlberg a Norin, 1999).

Bolzonella a kol. (2003) uvažovali vliv DPO na procesy predenitrifikace (C-N) a biologické odstraňování živin. Brali přitom v potaz konfigurace s a bez přítomnosti primární sedimentace.

U procesu predenitrifikace je velmi důležitá přítomnost či nepřítomnost primární sedimentace, mnohem více než přítomnost či nepřítomnost DPO. Když primární sedimentace není přítomna, vůbec už nezáleží na tom, zda byly přidány rozdrčené odpady z DPO či ne, nemají vliv na odstraňování nutrientů (potřeba Fe na odstraňování P je stejná). Po zavedení DPO se ale zvýší koncentrace aktivovaného kalu a spotřeba kyslíku asi o 20 %. Pokud primární sedimentace přítomna je, vliv organických odpadů je evidentní. Vzrostl koeficient bezpečnosti (N maximálně přípustný v odtoku podle zákona / N v odtoku) z 1,03 na 1,36. Potřeba Fe na odstranění P klesla ze 14 mg/l na 8mg/l. Zlepšilo se tedy odstraňování N a je menší potřeba Fe solí pro odstraňování fosforu. Koncentrace celkové sušiny aktivovaného kalu (MLSS) zůstala téměř stejná, stejně tak jako spotřeba kyslíku. Produkce přebytečného kalu se zdvojnásobila ze 4530 kg/den na 7185 kg/ den. Produkce bioplynu stoupla o 30 %.

Při biologickém odstraňování živin způsobuje používání DPO za nepřítomnosti primární sedimentace narůstání množství kalu ( $5,4 \rightarrow 8 \text{ kg/m}^3$ ) a spotřeby kyslíku ( $360 \rightarrow 587 \text{ kg/h}$ ). Při odstraňování P není nutnost přídatku Fe, je upřednostněno biologické odstranění fosforu. Množství přebytečného kalu se zvýší z 1360 kg/den na 5670 kg/den a produkce bioplynu je třikrát větší než před zavedením DPO. Když primární sedimentace přítomná je, tak jsou jen malé rozdíly při přídatku rozdrčených kuchyňských odpadů. Produkce bioplynu vzroste ze 3153 na 4990 m<sup>3</sup>/den, množství přebytečného kalu pak ze 4138 na 8032 kg/den (Bolzonella a kol., 2003).

Velmi komplexním výzkumem vlivu DPO na ČOV je výzkum prováděný VÚV T.G.M. v letech 2005 – 2007 na malé ČOV pro 8 EO.

Jedním ze zkoumaných vlivů byl vliv na kvalitu odtoku z ČOV (viz. Tabulka 11).



Tabulka 11. Srovnání kvality odtoku a efektu čištění ČOV během pokusů a před jejich zahájením (Zdroj: Šťastný a kol., 2007)

		Srovnání	Pokus I	Pokus II	Pokus III
pH		6,8	6,7	6,7	7,3
CHSK	(mg/l)	64	95	47	46
	(%)	90,6	86,8	92,5	91,2
BSK <sub>5</sub>	(mg/l)	12	16	7	6
	(%)	89,3	96,2	97,6	97,9
NL	(mg/l)	24	25	20	9
	(%)	89,3	83,2	85,1	92,3
N- NH <sub>4</sub>	(mg/l)	4,0	13,1	3,4	21,1
	(%)	92,3	81,3	90,2	3,1
N- NO <sub>2</sub>	(mg/l)	0,6	1,8	1,3	0,4
	(%)	-	-	-	-
N- NO <sub>3</sub>	(mg/l)	21,9	36,6	30,4	21,8
	(%)	-	-	-	-
N <sub>celk</sub>	(mg/l)	28,3	45,8	35,3	28,8
	(%)	61,5	51,3	45,5	50,6
P <sub>celk.</sub>	(mg/l)	-	5,0	3,9	2,7
	(%)	-	23,0	-3,2	-10,3
P - PO <sub>4</sub>	(mg/l)	-	6,7	2,9	2,7
	(%)	-	-	-	-

Efekt čištění zpočátku mírně stoupal podle základních chemických ukazatelů (CHSK, BSK, NL), patrně vlivem zvýšení koncentrací (Pokus I). Celkově zůstával poměrně stabilně vysoký, přičemž docházelo k jeho mírnému poklesu a klesal efekt odstraňování dusíku (zvýšení koncentrace dusíku v odtoku o 60 % při Pokusu I a zněkolikanásobení množství amoniakálního dusíku v odtoku). Ke zhroucení provozu ČOV nedošlo ani po Pokusu III, při kterém bylo záměrně přidáno množství rozdrčeného odpadu, které mělo vyvolat přetížení ČOV. Efekt čištění se sice celkově snižuje, jde ale o snížení řádově v jednotkách procent. Významné by to bylo především při vypouštění do recipientů protékajících malým množstvím vod – zvýšení koncentrace odtékajícího znečištění (koliformní bakterie a formy N a P) by mohlo ohrozit stav recipientu z hlediska znečištění (Šťastný a kol., 2007).

Vizuálně docházelo během pokusů postupně ke zhoršování vzhledu hladiny usazovací a později také dosazovací nádrže. Na usazovací nádrži se objevovaly plovoucí nečistoty (především odpadní tuky) a na dosazovací nádrži se objevoval plovoucí vyflotvaný kal. S tím souvisela i tvorba zápachu (Pospíšilová, 2007).

Na více zatěžovanou ČOV během dávkování „zdrteků“ měly také prokazatelně větší vliv změny počasí tzn. extrémně nízké teploty vzduchu i vody. Během dávkování zdrteků byla reakce na snížení teplot prostředí prokazatelně větší než ve srovnávacím období (v únoru 2006 došlo k výskytu „mrtvého“ kalu) (Pospíšilová, 2007).

Přídavkem rozmělněných kuchyňských odpadů došlo ke zvýšení koncentrace bakteriálního znečištění v kalu i odtoku ČOV na množství stanovitelné rozboru a nebo vyšší než

před dávkováním „zdrtků“, pouze v jediném případě (Enterokoky) došlo k poklesu bakteriálního znečištění po jejich přidavku (Šťastný a kol., 2007).

Pozitivním efektem bylo zvýšení koncentrace kalu a tím i zlepšení hodnoty kalového indexu v aktivaci a snížení látkového zatížení kalu (Šťastný a kol., 2007).

Funkce ČOV se celkově při dávkování rozdrčeného kuchyňského odpadu nijak významně nezhoršila podle základních chemických ukazatelů znečištění vody. Došlo ale k nespornému zhoršení kvality odtoku z ČOV z hlediska mikrobiálního znečištění, ke zhoršení senzorických vlastností a snížila se odolnost vůči vnějším vlivům. Zhoršení funkčních vlastností bylo u sledované velikostní kategorie ČOV (malá ČOV do 50 EO) nesporné, ale nijak dramatické. Nedocházelo ke změnám s velkým dopadem na recipient, nicméně zkušenosti provozovatelů větších ČOV, pokud jde o aplikaci DPO, jsou vesměs negativní (Pospíšilová, 2007).

Studie V.Ú.V došla k závěru, že pokud je drtič odpadu používán pouze k odstranění kuchyňského odpadu z domácností, dochází ke zvýšení látkového znečištění ČOV, ale nemusí dojít k přetížení čistírny. Jiná situace by mohla nastat při provozu stravovacího zařízení s velkým množstvím kuchyňského odpadu (Šťastný, 2007).

Při přídatném zatížení odpadních vod znečištěním je velice důležité, jaké parametry má dotyčná místní ČOV.

Jones, který prováděl studii v Kanadě (1990) uvádí, že většina tamních čistíren je přetíženo hydraulicky. Koncentrace jak BSK tak NL je v přítékajícím odpadu obvykle pod úrovní navržené hodnoty a přídatná zátěž je považována za výhodu pro zlepšení biologického procesu. Např. mnoho ČOV, které pracují v hydraulickém rámci kapacity mají BSK jen 100 g, ačkoli jsou typicky navrženy pro upravování odpadu s BSK 200 g. Tudíž přídatné doplnění odpadem z DPO by musel být 100%, aby přetížil systém na základě BSK (Jones, 1990).

Dále, aby mohlo být povoleno v dané oblasti používání DPO, by měla místní ČOV obsahovat primární usazovací nádrž a vyhnívací nádrž a mít k dispozici volné kapacity jak pro odpadní vody tak pro zpracování kalu (Rosenwinkel a Wendler, 2001).

Studie ze Surahammaru (1999), která vykazala skoro nulový efekt drtičů na ČOV, poukazuje na to, že dotyčná ČOV je naddimenzovaná a k přetížení zde dochází jenom velmi výjimečně (Karlberg a Norin, 1999).

I v rámci ČR nemusí být používání DPO vždy striktně škodlivé vůči ČOV. Uznává to i ředitelka sdružení SOVAK Ing. Melounová, která uvádí, že i v rámci ČR je místy používání DPO povoleno a to v místech s naddimenzovanými ČOV, do kterých byla dříve sbírána voda z průmyslu, po jeho utlumení však má dostatek volných prostor. Takové čistírny naopak potřebují dodat tuk, aby mohlo být zajištěno jejich bezproblémové fungování.

Vhodnost či nevhodnost zavádění DPO jako nástroje pro separaci BRO je tedy třeba uvažovat z místního pohledu a na základě vybavení a kapacity ČOV v jednotlivých oblastech. Jak upozorňuje Ing. Melounová, každá ČOV je jiná a nelze vytvořit obecné schéma vlivu DPO na ně.

I zde pak záleží na nasycení trhu drtiči. Například De Koning a van der Graaf (1996) došli k závěru, že dokud počet domácností s instalovanými DPO nedosáhne 30 %, není pravděpodobný jakýkoli podstatný efekt na provozní kapacitu ČOV (Evans, 2007).

#### 4.5. Vliv drtičů na produkci kalu a bioplynu

Samostatnou kapitolou v rámci vlivu DPO na provoz ČOV je vliv na produkci kalů a s tím spojenou produkci bioplynů.

Většina ČOV zpracovává kal vzniklý v mechanickém a biologickém stupni čištění anaerobní digescí, při které vzniká bioplyn, který je možno dále používat na výrobu tepla či elektrické energie. Samotný kal je pak odstraňován na skládky, spalován, či využíván pro zemědělskou produkci.

V podstatě všechny studie zabývající se problematikou DPO potvrdily zvýšení množství naakumulovaného kalu a zároveň větší tvorbu bioplynu na ČOV po aplikaci DPO. Podle Bolzonelly a kol. (2003) je dosahována dobrá charakteristika kalu vhodná pro zemědělské užití po anaerobní stabilizaci či pro výrobu elektrické energie a topení vzniklým bioplynem.

Komplexní studie ze Švédska dokonce ukázaly, že nasycení trhu mezi 5-10 % nemá pozorovatelný vliv na činnost ČOV, kromě právě výše zmíněné zvýšené produkce bioplynu (Nilsson a kol., 1990 v Rosenwinkel a Wendler, 2001). To utvrzuje i studie ze Surahammaru, jež neprokázala žádný významný vliv na ČOV kromě navýšení tvorby bioplynu. A to o 40 % při 50% nasycení domácností DPO (Evans, 2010).

Je to podivné vzhledem k tomu, že na ČOV nepozorovaly významné navýšení BSK<sub>7</sub> (Evans, 2010).

Údaje z dalších studií jsou porovnány v Tabulce 12.

Tabulka 12. Navýšení množství kalu a bioplynu na ČOV po aplikaci DPO

	Nilsson a kol. (1990) *	Galil & Yaacov (2001)	Waste Management Research Unit (1994) *	Rosenwinkel & Wendler (2001) (při 100 % nasycení trhu)	Pospíšilová a kol. (2007)
Navýšení kalu	+ 57 %	+ 60 % * ( 20 – 37 g/EO·d* ) " + 62%* ( 50 – 80 g/ EO·d * )	+ 18,1 %	+ 50 – 70 % <sup>1</sup> + 10 – 40% <sup>2</sup> + cca 62 % <sup>3</sup> + 30 – 50 % <sup>4</sup>	+ cca 100 %
Navýšení bioplynu	-	+ 54 – 73 % * (navýšení E potenciálu AD)	-	+ 90 – 100%	-

\* převzato z Marshlian a El-Fadel (2005)

<sup>1</sup> primární kal (primary sludge)

\* převzato z Bolzonella a kol. (2003)

<sup>2</sup> přebytečný kal (surplus sludge)

- situace při 60 % nasycení trhu

<sup>3</sup> surový kal (raw sludge)

" pro ČOV s primární sedimentací

<sup>4</sup> vyhnílý kal (digested sludge)

Hodnoty navýšení jsou různé. Podle teoretických výpočtů Nilssona a kol. (1990), by po příspěvku „zdrtků“ z DPO došlo k 57% navýšení množství kalu (Marshlian a El-Fadel, 2005) Galil a Yaacov (2001) uvádí, že se zvýší množství surového kalu o 60 % v případě přítomnosti biologického stupně čištění a o 62 % v případě přítomnosti primárního usazování před biologickým stupněm. Výzkum Waste Management Research Unit z roku 1994 zase vykazuje 18% nárůst v produkci kalu (Marshlian a El-Fadel, 2005).

Galil a Yaacov (2001) stanovují zvýšení produkce kalu při užití DPO v 60 % domácností na 20 – 37 g/EO·den a na 50 – 80 g/EO·den, pokud je přítomna primární sedimentace (Bolzonella a kol., 2003). Zvýšení energetického potenciálu v důsledku anaerobní digesce se odhaduje na 54 – 73 % (Bolzonella a kol., 2003).

Též Pospíšilová a kol. z VÚV T.G.M. zaznamenali zvýšení množství kalu na dvojnásobek a to podle objemu kalu i jeho celkového množství. Po proběhnutí všech pokusů byla provedena analytická kontrola rozložení sedimentovaného kalu (takzvaná „zónace“) v akumulační a sedimentační nádrži ČOV a srovnána s hodnotou zónace kalu ve srovnávacím období. Bylo zjištěno, že kal nashromážděný ve srovnávacím období lépe sedimentoval (koncentrace u dna byla výrazně vyšší) a tedy měl i vhodnější vlastnosti pro další zpracování. S kalem vzniklým po aplikaci rozdrčeného odpadu se kvůli méně dobrým sedimentačním vlastnostem hůře manipulovalo (zde je však třeba připomenout výsledky studií ze Surahammaru

či Staffanstorpu, které naopak poukazují na zlepšení sedimentace – viz. předchozí kapitola) (Pospíšilová, 2007).

Složení kalu z hlediska organického podílu před a po dávkování rozdrčeného odpadu bylo velmi podobné (zvýšení průměrné hodnoty organického podílu ze 70,3 % na hodnotu 73,5 %). Došlo ke zvýšení procenta ztráty žíháním v sušině nerozpuštěných látek v kalu vzniklé během plnoprovozních pokusů. Naakumulovaný kal při aplikaci „zdrtek“ byl méně biologicky stabilizován (Pospíšilová, 2007).

Během aplikace rozdrčeného kuchyňského odpadu docházelo ke zvýšení koncentrace kalu a tím i ke zlepšení hodnoty kalového indexu v aktivaci a ke snížení látkového zatížení kalu. Docházelo též téměř podle všech ukazatelů ke zvýšení koncentrace bakteriálního znečištění v kalu (Pospíšilová, 2007).

Podle Pospíšilové a kol. není toto zhoršení vlastností kalu pro sledovanou velikostní kategorii (malé ČOV pro méně než 50 obyvatel dodávané jako celek) velké. Jen je třeba mít na paměti, že šlo o nesporný jev, který by mohl ohrozit jak provoz ČOV, tak i dosud používaný způsob nakládání s kalem vzniklým na čistírně. Především z hlediska ekonomického, protože kal by bylo nutno častěji vyvážet a k jeho zahušťování používat větší nádrže. Nebezpečí snížené biologické stability kalu pak znesnadňuje jeho likvidaci kompostováním a nebo dokonce použití jako hnojiva (Pospíšilová, 2007).

Zvýšení provozních nákladů v důsledku zvýšeného nakládání s kalem (potřeba dalších vyhnívacích nádrží, manipulace s kalem atd.) uvádí i studie z New Yorku (DEP NYC, 1995).

Se zvýšením množství kalů však souvisí i pozitivní jev a to již výše zmíněná vyšší produkce bioplynu. Při studii ve městě Surahammar bylo zaznamenáno zvýšení produkce bioplynu o 70 m<sup>3</sup>/den po aplikaci DPO (při 1 100 domácnostech s DPO). Přičemž methan tvořil cca 65 %. To odpovídá přibližně 160 000 kWh energie ročně. Podle teoretických výpočtů by se ze stejného množství organického odpadu, jako bylo rozdrčeno, získalo přímou digescí 180 000 – 210 000 kWh energie ročně. Rozdíl zřejmě vznikl během procesů v ČOV, kterými odpad prošel před digescí (Karlberg a Norin, 1999).

Rosenwinkel a Wendler (2001) uvádí ve své práci navýšení produkce bioplynu o 0,16 – 0,25 m<sup>3</sup>/den na ekvivalentního obyvatele, což znamenalo při 100% nasycení trhu DPO 90 – 100% navýšení produkce bioplynu. Ve studii z Velké Británie (2007) činí běžná energetická bilance pro ČOV s anaerobním vyhníváním 2,5 kWh/domácnost · rok, zatímco při přidavku rozdrčených kuchyňských odpadů tato hodnota stoupá minimálně na 33 kWh/domácnost · rok a mohla by dosáhnout dokonce až 73 kWh/domácnost · rok (Evans, 2007).

Evans (2010) uvádí, že by tato zvýšená produkce bioplynu měla vyvážit případné navýšení nákladů pro provoz ČOV v důsledku aplikace DPO a měla by vést k lepší ekonomické evaluaci ČOV.

#### 4.6. Ekonomická evaluace

Znamená tedy aplikace DPO zvýšení nákladů pro ČOV nebo naopak výhodu díky produkci bioplynu? Je širší rozšíření DPO ekonomicky výhodné nebo značně prodělečné?

Podrobně se touto problematikou zabývali ve své studii Marashlian a El-Fadel (2005). Při svých výpočtech vycházeli z předpokladu, že DPO jsou technologie přínosná pro životní prostředí a tudíž je možno započítat do jejich ekonomické evaluace i tuto hodnotu.

Je však možné, že DPO mohou být ekonomicky výhodnější variantou nakládání s BRO i bez této „přidané“ hodnoty pocházející z příznivému vlivu na ŽP. Jak Marashlian a El-Fadel (2005) tak studie z New York City (1997) či Bolzonella a kol. (2003) uvádí, že svoz a nakládání s komunálním odpadem je velmi nákladné. Marashlian a El-Fadel (2005) uvádějí hodnotu 19 \$ za tunu odpadu. Zavedením odstraňování BRO pomocí kanalizace by se snížily náklady potřebné za svoz odpadu a případně i jejich další nakládání, neboť při zpracování kalu v ČOV se tvoří bioplyn, který částečně pokryje spotřebu energie.

Podle výpočtů Marashlian a El-Fadela by se měla jen na základě snížené potřeby manipulace s TKO zlepšit ekonomická bilance nakládání s odpadem o 1,9 – 5,0 % při 25% nasycení trhu DPO a drcení 75 % odpadu (varianta A) a o 11,5 – 23,3 % při 75% nasycení trhu s 95 % drcenými kuchyňskými odpady (varianta B). Při započítání environmentálních výhod se tato čísla zvýší na 7,2 – 10,4 % a 31,6 – 44 %. Čistý zisk by se měl pohybovat mezi 0,5 a 6,3 %.

Při nízkém nasycení trhu drtiči (varianta A) by používání DPO přestalo být ekonomicky výhodné, pokud by se cena za nakládání s komunálním odpadem snížila o 52 %, než je v současnosti. A pokud by se zvýšily ceny za provoz ČOV a za nakládání s kalem z ČOV na maximální možnou výšku, které by mohly dosáhnout, tak by používání DPO přestalo být ekonomicky výhodné v případě, že se náklady za nakládání s TKO sníží o 26 %. Pokud započítáme environmentální výhody, tak v podstatě nehrozí, že by užívání DPO bylo méně výhodné než komunální svoz (jeho cena by se musela snížit o 70 až 98 %) (Marashlian a El-Fadel, 2005).

Při vyšším nasycení trhu je možnost ekonomické nevýhodnosti o něco vyšší. U varianty B by mohlo nevýhodnost znamenat již 16 – 42% snížení cen za nakládání s TKO. Se snižováním množství TKO, se kterým je nutno nakládat, se však časem může začít naopak zvyšovat cena s jeho nakládáním. Marashlian a El-Fadel došli ve své studii k výsledku, který říká, že při stoprocentním nasycení trhu DPO se sto procenty drcenými odpady by bylo jejich používání

ekonomicky výhodné, dokud cena za nakládání s tunou zbylého pevného odpadu nedosáhne 1,8 násobek aktuální účtované ceny, bez uvážení ekologických benefitů. Pokud budou environmentální výhody zahrnuty, zavedení drtičů bude stále výhodné až do zvýšení ceny za nakládání se zbylým TKO do 2,6násobku aktuální účtované ceny (Marashlian a El-Fadel, 2005).

Je tedy důležité při ekonomickém plánování vzít v úvahu zvýšení nákladů pro ČOV, které způsobí vysoké nasycení trhu drtiči, a porovnávat je s cenou nákladů za svoz TKO.

Z pohledu uživatele se pokusili drtiče zhodnotit Bolzonella a kol. (2003).

Požizovací cena DPO se pohybuje mezi 100 – 350 € (v ČR se cena pohybuje podle velikosti drtiče a výrobce od 3000 Kč až do 15000 Kč – podle průzkumu na internetu). Energetická a vodní spotřeba pro tříčlennou rodinu je odhadována na 2,2 €/rok. Podle Bolzonelly a kol. by při ekonomicky nejméně výhodné variantě - kombinaci primární sedimentace a biologického odbourávání živin na ČOV - byl potřeba denně náklad 780 € za spotřebu kyslíku. Zvýšení nákladů pro nakládání s kalem bylo vypočítáno na 275 € na den. To odpovídá 2,8 €/EOrok pro spotřebu kyslíku a odstranění kalu. Žádné další náklady na údržbu nejsou předpokládány (Bolzonella a kol., 2003).

I když nebude brán v úvahu příznivý vliv na životní prostředí, lze odhadnout ušetření 0,15 € na 1 kg zdrtků za den (za ušetření sběru a odstraňování TKO). Za rok to představuje pro rodinu ušetření 48 € (Bolzonella a kol., 2003).

Z produkce bioplynu je očekávána nadprodukce asi 1850 m<sup>3</sup>/d a tedy zisk cca 2 €/EOrok. Je tedy očekávána pozitivní ekonomická bilance 18 €/rok · rodina i přes počátení náklady za drtič (Bolzonella a kol., 2003).

Studie prováděná v New Yorku předpokládá zvýšení nákladů pro provozovatele ČOV a kanalizací asi o 4,1 milionů dolarů ročně při nasycení trhu 8 % (600 000 obyvatel s DPO) z důvodu nutnosti vyšší aerace pro odstraňování BSK, potřeby dalších vyhnívacích nádrží na kal, potřeby větších nákladů na zahřívání kvůli sušení kalu a odstraňování vody z kalu a pro další zařízení na měření obsahu dusíku ve vodě atd. Z pohledu toho, že město platí ročně 1,525 mld. dolarů za údržbu, však toto navýšení nepředstavuje žádné výrazné zatížení. Zvýšení nákladů pro domácnosti by mělo být \$3,7 pro rodinné domy a \$3,15 pro byty v případě zavedení nejprísnejších limitů pro odstraňování dusíku (pak by byla potřeba nákladnější zařízení na ČOV) (DEP NYC, 1995).

Užívání DPO by tedy podle studií nemělo znamenat ekonomickou zátěž. Jak však Šťastný a kol. zdůrazňují, zvýšení provozních nákladů ČOV je nesporné a též jsou větší nároky na řízení provozu ČOV. DPO by tedy mělo být možné si nainstalovat pouze v případě dohody s provozovatelem kanalizace na základě dohody o zvýšení poplatků za stočné (Šťastný a kol., 2007).

Podle Battistoniho a kol. by aplikace DPO mohla být mnohem více atraktivní pro oblasti, kde je svoz organického materiálu komplikovaný a drahý (Battistoni a kol., 2007).

Při hodnocení ekonomické výhodnosti zavedení DPO je třeba pečlivě zvážit všechny místní podmínky jako typ zástavby, možnosti sběru bioodpadu jinou cestou, parametry ČOV atd.

#### 4.7. Vliv drtičů na životní prostředí

Ekonomické úvahy počítají s kladným vlivem drtičů na životní prostředí. Je však zpracovávání BRO pomocí DPO skutečně environmentálně přínosné?

Aplikace DPO může podle výpočtů Marshlian a El-Fadela (2005) snížit množství BRO v TKO ze 63 % na 58 % při 25% nasycení trhu drtiči a drcení 75 % odpadů a na 33 % při 75% nasycení trhu a drcení 95 % odpadů. To by znamenalo 12 – 43% snížení odpadů odvážených na skládky. Snížení množství TKO po aplikaci DPO podle různých studií je porovnáno v Tabulce 13.

Tabulka 13. Vliv aplikace DPO na snížení množství TKO

Studie	Snížení množství TKO (nasycení trhu)
Marshlian a El-Fadel (2005)	12 – 43 % (25 – 75%)
Studie ve městě Staffanstorp(1990)	18% / osoba (?)
Karlberg a Norin (1999)	26,8% (100%)

Kolik procent kuchyňských odpadů je vůbec „drtitelných“?

Lageukvist a Karlsson ve své studii z roku 1983 uvádí, že 20 % potravinového odpadu vhodného ke kompostování není vhodných pro drcení v DPO (př. kůže z kuřete, vepřové kosti, pecky a další tvrdý materiál) (Karlberg a Norin, 1999). Nilsson (1990) pak udává, že dalších 24 % materiálů schopných kompostování je spojeno s obalem a společně s nimi jde do směsného odpadu (Karlberg a Norin, 1999).

Podle výpočtu ze studie v Surahammaru tvoří potravinové odpady cca 40 % TKO, z toho vychází 75 kg kuchyňského odpadu na osobu a rok. 20 % není vhodných k drcení a 10 – 15 % se ztratí vyhozením do směsného odpadu, vychází tedy potom 50 kg/os.rok drtitelného potravinového odpadu. To odpovídá 67 % všech potravinových odpadů. Toto číslo se samozřejmě liší podle zemí. V holandské studii de Koninga a van der Graafa tak například vyšlo 44 kg „drtitelného“ potravinového odpadu na osobu a rok. Ke snížení množství odpadu sváženého z domácností by však bylo třeba, aby bylo rozšíření DPO větší. Též je potřeba, aby byly domácnosti s DPO rozmístěny souvisle a rovnoměrně (Karlberg a Norin, 1999).



Snížení množství odpadu odváženého na skládky je tedy patrné. Evidentní je i příznivý vliv na snížení nutnosti svozu odpadu a tím emisí výfukových plynů ze svozových automobilů. Nárůst spotřeby vody a elektrické energie je minimální (viz. předchozí kapitoly).

Další důležitou věcí, kterou je třeba vzít v úvahu, je kvalita odpadních vod vypouštěných do recipientu. V New York City zkoumali vliv nárůstu BSK na snížení obsahu rozpuštěného kyslíku v New York Harbor při 8% nasycení trhu. Jednalo by se o nárůst 0,01 mg/l, což je zanedbatelné množství. Studie navíc uvádí, že výskyt tohoto snížení je spekulativní. Je však možné, že v přístavu přibude dní, kdy bude množství rozpuštěného kyslíku nižší než standardem určených kritických 4 mg/l (DEP NYC, 1997).

Stejně tak studie ze Surahammaru připouští možný negativní důsledek používání DPO vlivem zvýšeného odtoku solí živin do recipientu. V průběhu studie však bylo toto navýšení tak malé, že nevzniklo riziko znečištění recipientu. Připouští ale, že to může být díky tomu, že ČOV v Surahammaru má veliké rezervy a navýšení zátěže o pár procent nemá žádný vliv na její čistící proces. U více zatížených ČOV by trvalý nárůst BSK o 5 – 10 % mohlo způsobit obtíže pro dodržení limitu odtoku (Karlberg a Norin, 1999).

Studie VÚV T.G.M. také hodnotí, že dopad na recipient nebyl, přes zvýšení znečištění v odtoku (viz.Tab.10), nijak veliký. Proti tomu se však ohrazují provozovatelé kanalizací a ČOV. Ing. Jaroslav Vorálek z Vodárenské a.s. poukazuje ve svém článku (2008), kterým reaguje na studii VÚV T.G.M. na poklesy účinnosti čištění s tím, že se rozhodně nejdená o nevýznamný vliv na recipient. „Z údajů jasně vyplývá, že i při poměrně nízkém zatížení odpadními vodami z drtičů jsou negativní dopady poměrně značné. Pokles účinnosti čištění v CHSK při Pokusu I skoro o 4 %, a to i přes výrazné zakoncentrování přítoku odpadní vody (takže účinnost měla naopak vzrůst), zhoršení dlouhodobého koncentračního odtoku z ČOV v tomto ukazateli ze 64 mg/l na 95 mg/l, tj. o 48 %. Takové zhoršení si provozovatel městské nebo obecní ČOV ve většině případů nemůže dovolit. Totéž platí o naprostém zkolabování nitrifikace při pokusu III nebo zhoršený odtok fosforu. Takový stav je v provozu komunální čistírny de facto havárií“ (viz. Tab.11), uvádí ve svém článku namířeném proti vývodům ze studie VÚV T.G.M (Vorálek, 2008).

Jisté nebezpečí by mohlo znamenat vypouštění OV z dešťových výpustí u kombinované kanalizace v době velkých dešťů. Upozorňuje na to několik studií jako na jeden z nejzávažnějších problémů (Bolzonella a kol., 2003; Thomas, 2010).

Co se týče emisí skleníkových plynů, podle anglické studie v hrabství Herefordshire a Worcestershire (2007), uhlíková stopa používání DPO je lepší než při trase tuhého odpadu s centrálním kompostováním a je zhruba stejná jako u centrálního anaerobního vyhnívání (Evans, 2007).

Některé studie suverénně prohlašují, že oddělení BRO ze sběrného systému do ČOV je příhodné jak z technického tak environmentálního hlediska (Bolzonella a kol., 2003). Jak však opatrně zmiňují v bejrútské studii i Marashlian a El-Fadel (2005), environmentální a ekonomický důsledek může být různý dle oblasti.

#### 4.8. Shrnutí porovnání studií:

Na základě porovnání studií lze vyvodit následující závěry:

##### a) Vliv DPO na spotřebu vody a elektřiny

- zvýšení spotřeby vody a elektřiny v důsledku aplikace DPO jsou zanedbatelné

##### b) Vliv DPO na sedimentaci v kanalizaci

- při zahraničních studiích nedocházelo k problémům se sedimentací rozdrčených potravinových odpadů v kanalizaci a to ani v kritických úsecích kanalizace s mírným sklonem, problémem občas byla stará a úzká potrubí uvnitř budov
- rychlejší sedimentaci mají a tudíž by zanášení kanalizace mohly způsobit odpady z masa, ryb, pečiva a těstovin, ty však tvoří menšinu z potravinového odpadu vyprodukovaného v domácnosti
- ucpávání kanalizace by mohlo způsobovat zvýšené množství tuků, zahraniční studie, které se touto problematikou zabývaly, však žádné problémy nevykázaly
- v ČR nebyla provedena zatím žádná studie zabývající se vlivem DPO na kanalizaci, je zde pouze negativní zkušenost provozovatelů kanalizací na území v okolí Prahy s ucpáváním kanalizace v místech s aplikací DPO
- částice pravděpodobně příliš malé, aby mohly sloužit hlodavcům jako potrava

##### c) Vliv DPO na kvalitu odpadních vod

- po aplikaci DPO se zvýšilo množství CHSK, BSK a NL v odpadní vodě a to u všech zmíněných ukazatelů v průměru o 50 %, CHSK průměrně o 35 - 80 g/os·den, BSK o 10 - 50 g/ os·den a NL o 12 - 50 g/ os·den
- došlo též ke zvýšení koncentrace dusíku v průměru asi o 20 % celkově, což odpovídalo cca 2,5 g na osobu a den
- nárůst obsahu fosforu je u většiny studií malý až zanedbatelný
- došlo ke zlepšení poměru CHSK/N a CHSK/P, což vedlo ke zlepšení procesu biologického odstraňování živin

- pokus v ČR ukázal koncentraci odpadní vody se vycházející z DPO 1000x vyšší než byla původní hodnota, koncentrace vysoce převyšovaly limity dané v současné legislativě pro vypouštění OV do kanalizace

#### d) Vliv DPO na funkci ČOV

- dochází ke zvýšení množství shrabků na česlích
- čistící funkce ČOV zůstávala u většiny studií podobná jako před aplikací DPO, pouze u studie VÚV T.G.M. bylo zaznamenáno výrazné navýšení dusíku v odtoku
- ve více zatížených ČOV může dojít ke zhoršení kvality odtoku z ČOV
- v žádné ze studií však nedošlo ke zhoršení odtoku z ČOV tak, aby to mohlo ohrozit recipient, většinou studie uvádí, že byly dodrženy limity pro vypouštění vody z ČOV
- jsou potřeba vyšší náklady kvůli zvýšené potřebě aerace při biologickém stupni čištění a kvůli nakládání s kalem, celkově jsou kladeny větší nároky na provoz ČOV
- proti tomuto názoru stojí studie, které tvrdí, že aerace bude naopak usnadněna díky lepší dostupnosti kyslíku navázaného na dusík po větším vtoku organického uhlíku
- došlo ke zlepšení poměru CHSK/N a CHSK/P, což vedlo u některých ČOV ke zlepšení procesu biologického odstraňování živin
- pro oblast s domácnostmi s nainstalovanými DPO jsou vhodné čistírny naddimenzované, s volnou kapacitou pro OV i zpracování kalu a s vyhnívací nádrží (některé studie ještě uvádí jako vhodnou přítomnost primární sedimentace)
- na ČOV může docházet ke zhoršení senzorických vlastností (sraženiny, zápach)
- možné navýšení bakteriálního znečištění odtoku z ČOV a kalu

#### e) Vliv DPO na produkci kalu a bioplynu

- na většině ČOV došlo po aplikaci DPO ke zvýšení tvorby kalu cca o 50 % až na dvojnásobek
- sporný vliv na kvalitu kalu – různé výsledky studií ohledně sedimentačních schopností kalu, vhodnosti kalu pro zemědělské užití apod.
- navýšení nákladů kvůli nutnosti častějšího odvozu kalu a potřebě větších prostorů pro jeho uskladňování
- zvýšení tvorby bioplynu, možné zlepšení ekonomické bilance ČOV

#### f) Ekonomická evaluace odstraňování BRO pomocí DPO

- snížení nákladů za svoz odpadu

- tvorba bioplynu při anaerobní digesti může částečně pokrýt energetickou spotřebu při nakládání s odpadem, některé studie dokonce vykazují lepší energetickou bilanci pro ČOV
- čím vyšší je procento nasycení trhu drtiči, tím je lepší ekonomická bilance nakládání s odpadem (díky snížení nákladů za svoz), zároveň s tím se však zvyšuje riziko ekonomické nevýhodnosti drtičů v případech snížení cen za nakládání s TKO nebo zvýšení cen provozu ČOV
- snížením množství TKO pod určitou hranici se nakládání s ním může naopak stát nákladnějším a nevýhodným
- 100% nasycení trhu drtiči by mohlo být pro svou nákladnost nevýhodné (nutnost rozšíření kapacit ČOV, dražší nakládání se zbylým TKO atp.)
- ekonomické bilance pro rodiny rozdílné podle studií - pozitivní i negativní, možná nutnost zvýšení stočného (patrně však ne o mnoho)

g) Vliv DPO na životní prostředí

- možné nebezpečí znečištění pro recipient v případech vypouštění vod z dešťových výpustí (odlehčovacích komor) v době velkých srážek a přetížení kanalizace
- nepatrné zhoršení kvality odtoku z ČOV, názory studií a provozovatelů ČOV a kanalizací na závažnost tohoto navýšení znečištění se liší, většina studií však dodržela limity po vypouštění vod z ČOV
- viditelné snížení množství TKO (průměrně o 20 %)
- méně splodin díky snížení počtu svozu TKO nákladními auty
- je třeba pečlivě zhodnotit místní podmínky a jejich vhodnost pro zavádění DPO

Spornou otázkou zůstává :

- vliv DPO na kvalitu kalu na ČOV (sedimentační schopnosti, vhodnost pro zemědělské užití...)
- vliv DPO na usazování v kanalizaci v podmínkách ČR
- navýšení nákladů pro ČOV

## 5. Diskuze

Zahraniční studie se tedy k používání DPO jako nástroje odpadové politiky s BRO staví pozitivně. Naopak postoj studie provedené v ČR je k této nové technologii neutrální až spíše opatrný. Zůstává zde stále několik sporných otázek.

Jednou z nich je stále přetřásaný hlavní argument vodohospodářů týkající se zanášení kanalizace v důsledku vypouštění rozdrčených kuchyňských odpadů. Vesměs všechny zahraniční studie zabývající se touto problematikou prokázaly, že používání DPO nemělo žádný významný vliv na sedimentaci v kanalizaci a nedocházelo k problémům s usazováním.

Bolzonella a kol. (2003) sice dokumentují, že 16,8 % rozdrčených odpadů nebylo kanalizací dopraveno do ČOV, tedy musely zůstat usazené v kanalizaci. Zároveň se však domnívají, že tento odpad byl později do ČOV dopraven také.

Je dostatek zahraničních studií, které dokazují monitorováním vnitřku kanalizace bezproblémovost užívání DPO, co se týče zanášení kanalizace. Některé studie však samy připouštějí, že výsledky nelze aplikovat stejně na všechny ČOV a kanalizace, ale je potřeba prozkoumat místní podmínky (Karlberg a Norin, 1999). V ČR zatím nebyla provedena žádná studie ověřující vliv DPO na českou kanalizaci. Debaty na toto téma se tak mohou jen stále točit dokola mezi tím, že vodohospodáři argumentují svými zkušenostmi s problémy v kanalizacích, u kterých se domnívají, že byly způsobeny právě drtiči, a příznivci se ohání studiemi, dokazujícími bezproblémovost užívání DPO, ty však zase první strana nepovažuje za relevantní. Pokud by se proto do budoucna v ČR uvažovalo o širším zavádění DPO do domácností, bude nutné provést plošnou studii vlivu DPO na kanalizaci v podmínkách ČR. Je však otázka, zda bude možné najít k podobné studii vhodné místo.

Další otázkou je, zda by aplikace DPO, pokud by byla prokázána jejich bezproblémovost v konkrétních lokalitách, byla skutečně přínosem pro životní prostředí. Jak již bylo zmíněno výše, dalším protiargumentem k užívání DPO je náročné nakládání s kaly.

Studie prokázaly, že skutečně dochází k navýšení množství kalů a to často až o 50 %.

Drtičům se přisuzuje příznivý vliv na životní prostředí díky možnosti tvorby kvalitního kalu na ČOV, který může být používán k výrobě kompostu či být přímo aplikován do zemědělské půdy a přispívat tak k doplňování ztracených organických látek a živin zpět do půdy. Hlasy vodohospodářů jsou však jiné. Ing. Melounová upozorňuje na to, že i čistírenské kaly končí nakonec částo na skládkách a nakládání s nimi je velmi nákladné.

Jak vůbec vypadá v současnosti nakládání s kaly v ČOV?

Ve vyspělých státech světa je snaha snižovat množství kalů ukládaných na skládky, kvůli produkci silného skleníkového plynu methanu při skládce. Ve státech Severní Ameriky je preferováno využívání kalů na zemědělskou půdu. V Evropě se vyskytují dvě tendence. Jedna

taktéž preferuje využívání kalů na zemědělskou půdu, jiné státy se však snaží rozvíjet spíše techniku spalování kalů (Michalová, 2008).

Čistírenské kaly jsou v současnosti kontroverzním ekologickým problémem. Často se zdůrazňuje, že obsahují řadu polutantů: patogenní mikroorganismy, těžké kovy, perzistentní organické látky, endokrinní disruptory, rezidua léčí atd (Jeníček, 2008). Některé z nich nejsou stále pořádně prozkoumané a není znám jejich přesný vliv, který by mohly mít na lidský organismus. Zemědělci se pak obávají na svých pozemcích kaly ke hnojení užívat z obavy z minimálního či špatného odbytu svých zemědělských výrobků nebo produktů a nemají o komposty či upravené kaly z ČOV zájem (Michalová, 2008).

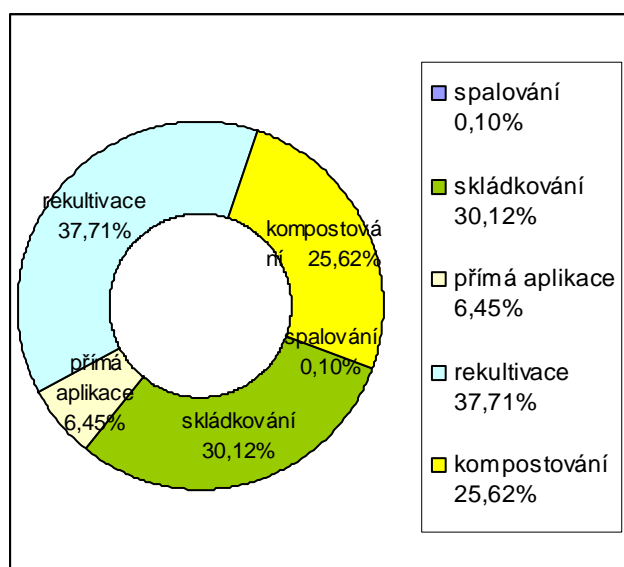
Některé státy jako Švýcarsko tak aplikaci kalů v zemědělství zcela zakázaly a zaměřily se na jejich spalování. Jiné státy jako Rakousko, Dánsko či Německo se naopak zaměřily na rozvíjení přísnějších a náročnějších podmínek a požadavků na aplikaci kalů v zemědělství, aby mohla stoupnout u zemědělců důvěra k těmto hnojivům (Michalová, 2008).

Přesto obecné cíle moderního kalového hospodářství mluví o minimalizaci množství produkovaných kalů na ČOV (Jeníček, 2008). Bylo by tedy rozumné k nim přidávat další kaly vzniklé z používání DPO?

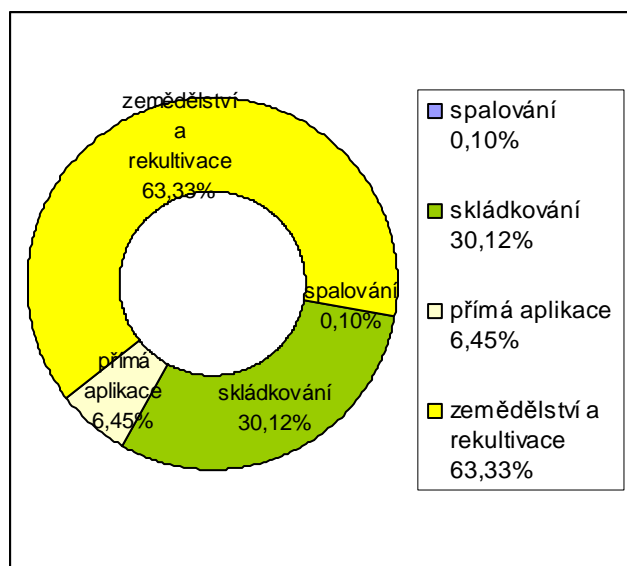
Data o způsobech zpracování kalů z ČOV v ČR z roku 2006 jsou v Grafu 1. Jedná se o data z průzkumu Franka pro časopis SOVAK z roku 2007, která byla poskytnuta Ministerstvem zemědělství (MZe). Data byla MZe sbírána od vlastníků a provozovatelů kanalizací a ČOV za účelem hodnocení dat z čistíren městských odpadních vod bez omezení kapacity (tyto ČOV zahrnovaly 95 % produkce kalu v ČR).

Graf 1. Způsoby zpracování kalu z ČOV v ČR podle dat z roku 2006 (Frank, 2007)

a) způsoby zpracování kalu z ČOV v r. 2006



b) způsoby zpracování kalu z ČOV v r. 2006 po úpravě – položky „kompostování“ a „rekultivace“ byly spojeny do souhrnné položky „zemědělství a rekultivace“



Položky kompostování a rekultivace mohou být sumarizovány v jedinou položku „zemědělství a rekultivace“, neboť často nelze přesně určit, kde byl zpracovaný kal užít.

Z uvedených dat je patrné, že je stále ve vysoké míře využíváno skládování kalu a je velmi malý podíl kalu, který je spalován. Podle dalších, zde neuvedených, dat z článku Franka je též patrný i malý podíl kalu, který je sušen za účelem dalšího použití. Skládování je nejčastějším způsobem pro nakládání s kalem u ČOV pro 10 001 – 100 000 EO (pokud se položky kompostování a rekultivace počítají každá zvlášť). Kaly z těchto čistíren zabírají největší podíl z tvorby kalů v ČR a to 47 %. U ČOV nad 100 000 EO, jejichž kaly tvoří 35 % všech vyprodukovaných kalů v ČR se naopak kaly skládkují v malé míře a v drtivé většině slouží k rekultivaci (Frank, 2007).

V Tabulce 13 jsou ke srovnání data z článku Michalové z roku 2008, která jsou čerpána z ISOH.

Tabulka 13. Způsoby nakládání s kalem – přehled stavu v ČR v letech 2005 – 2006  
(Zdroj: ISOH z Michalová, 2008)

Způsoby nakládání	Rok 2005	Rok 2006
Zemědělství	69 %	22 %
Rekultivace		
Kompostování		53 %
Skládování	13 %	13 %
Spalování včetně výroby energie	0 %	1 %
Jinak	18 %	11 %

A jak je to s obávaným obsahem polutantů v kalech?

Podle studie VÚV T.G.M. je obsah polutantů v kalech z malých čistíren zcela pod limity, které by zakazovaly jejich přísnou aplikaci na půdu. U čistírny nad 100 000 EO kal vesměs také odpovídal hranici vhodné pro přímou aplikaci na zemědělskou půdu s výjimkou vzorků z jarních měsíců, které limity obsahu těžkých kovů a dalších škodlivin výrazně překračovaly. To je možné částečně vysvětlit např. znečištěním přicházejícím z tání sněhu (Michalová, 2008). Celkově obsah těžkých kovů v kalech podle průzkumu ČIŽP v ČR klesá (Sponar, 2008). Výzkumy konané v rámci projektu „Problematika kalů z komunálních ČOV“, který byl součástí výzkumného záměru MŽP, ukázaly, že by v situaci k roku 2008 přibližně polovina celkové produkce kalů z komunálních ČOV vyhověla požadavkům vyhlášky o jejich využití v zemědělství (Michalová, 2008).

Zůstává zde však otázka, jak moc se nadále budou zpřísnovat limity pro škodliviny, které byly objeveny teprve nedávno. Patří sem mnohá léčiva, endokrinní disruptory či různé škodlivé organické látky. Například polyaromatické uhlovodíky se v kalech zatím podle vyhlášky v ČR zkoumat nemusejí. Při zpřísnění Směrnice Rady EU by však, podle průzkumu VÚV T.G.M., kaly se současným složením i dvojnásobně přesahovaly tyto limity (u malých ČOV, u velkých o 11 %) (Michalová, 2008).

Dalším, v současnosti neméně důležitým, limitujícím faktorem pro užívání kalu v zemědělství je ne vždy dostupná ekonomická vzdálenost a velikost vhodných pozemků pro jejich využití, hlavně pak již výše zmíněná obava zemědělců a uživatelů půdy z jejich potenciálního znečištění a případného negativního ovlivnění zemědělských produktů (Michalová, 2008).

Do budoucna je snaha stále zvyšovat množství kalu používaného v zemědělství, je ale otázkou zda za současného stavu by bylo zpracovávání BRO na ČOV skutečně „ekologickou“ variantou. Nakládání s kaly totiž přináší a stále zřejmě bude přinášet různé obtíže s potřebou neustále sledovat jejich kvalitu a dodržovat přísné limity, kvůli tomu, že se do nich dostávají různé nečistoty z domácností i průmyslu.

Proti studiím, které se vyjadřují velmi kladně k používání DPO, se též ozývají hlasy, které upozorňují na to, že podle pokusu na jednom typu ČOV nelze udělat univerzální model, který by měl platit všude. Každá ČOV je jiná, má jiné parametry a své specifické potřeby. Je tedy potřeba hodnotit vliv na jednotlivé ČOV (z rozhovoru s Ing. Melounovou ze SOVAKU). Mnohé studie kladou hlavní důraz na ovlivnění BSK a CHSK, podle Vorálka je však stále více kladen i důraz na nutrienty, u nichž dochází ke zpřísnování limitů. Velice zvýšená hodnota dusíku, která odtékala z ČOV v pokusu VÚV T.G.M., by tak byla zcela nevhodná (Vorálek, 2008).



Provozovatelé vodovodů a kanalizací též mnohé studie na téma DPO považují za nedůvěryhodné, kvůli tomu, že bývají často sponzorovány firmami zabývajícími se výrobou či prodejem drtičů, jimž pak mohou být výsledky přizpůsobovány dle potřeby.

## 6. Závěr

Drtiče potravinových odpadů představují zařízení, které by v rámci odpadové politiky nakládání s BRO rozhodně nemělo být přehlíženo. Jeho nesporný přínos tkví v separaci mokré biologicky rozložitelné složky odpadu přímo u zdroje, takže je pak lepší možnost manipulace a dotřídění zbylé „suché“ složky TKO. Jde o pohodlnou a atraktivní možnost pro uživatele, narozdíl od pracného kompostování, a má tak větší šanci přimět občany třídit bioodpad. A to i v městské zástavbě, kde není možné domovní kompostování.

DPO umožňují transportovat bioodpad kanalizací přímo do ČOV. Tím se snižují náklady za svoz TKO i splodiny ze svozových aut. BRO je na ČOV zpracováván jako kal anaerobní digescí, tedy nejvhodnějším způsobem pro zpracování potravinového odpadu.

Zahraniční studie vykazují, že užívání DPO nemělo významný vliv na stav kanalizace ani na funkci ČOV. Zůstává zde však mnoho diskutabilních otázek ohledně jejich užívání.

Jedním z hlavních argumentů, kvůli kterému jsou DPO v ČR zakázané (resp. povolené jen po domluvě s místními provozovateli kanalizace), je údajné usazování rozdrčených odpadů v kanalizaci. Žádná ze zahraničních studií zkoumající kanalizace v oblastech s napojenými DPO však tento problém neprokázala.

Pokud by se tedy v rámci ČR uvažovalo o zavádění odstraňování BRO pomocí DPO, bylo by potřeba provést studii vlivu DPO na kanalizaci v našich podmínkách.

Je také třeba mít na paměti, že koncentrace odpadní vody vycházející z DPO několikanásobně převyšuje povolené limity vypouštění OV do kanalizace.

Studie se velmi liší ve výsledcích vlivu DPO na ČOV. Některé studie nevykazují žádnou výraznou změnu kromě navýšení tvorby bioplynu. Tyto studie, stavějící se velmi pozitivně k DPO, však bývají často financovány společnostmi zabývajícími se dovozem či výrobou těchto přístrojů a proto jim odborná veřejnost nedává přílišnou váhu.

Celkově však většina studií vykazovala, že nedošlo k významnému zhoršení funkce ČOV i přes nepopiratelné navýšení jejího zatížení – hlavně CHSK, BSK a nerozpuštěnými látkami. Limity pro vypouštění vod z ČOV byly většinou dodrženy. Je však potřeba, aby měla ČOV dostatek volných kapacit. U menších ČOV by mohlo zatížení rozdrčenými odpady skutečně vést ke zhoršení čistících schopností. Je tedy vhodné vždy prozkoumat kapacitu a vlastnosti místní ČOV.

Otázkou, ve které se studie neshodly, byla kvalita kalu vytvářejícího se po přidání rozdrčeného odpadu do odpadních vod a jeho vhodnost pro zemědělské užití. Jisté však je, že djde k navýšení množství kalu a to až na dvojnásobek. Aby mohlo být zavádění používání DPO prospěšné pro životní prostředí, bylo by vhodné, aby se většina kalu z ČOV využívala pro zemědělství či rekultivace. V současné době představuje kalové hospodářství na ČOV obtížný ekologický problém a není tak zcela jisté, zda by další navýšení množství kalu bylo skutečně vhodné. Při plošnějším zavádění DPO by proto bylo vhodné prozkoumat kromě kanalizace a parametrů ČOV i způsob hospodaření s kalem a měla by být rozvíjena snaha o zdokonalování způsobu nakládání s ním ve prospěch životního prostředí.

Dále se studie výrazně neshodly ohledně ekonomické evaluace DPO. Nesporné navýšení zatížení ČOV by mělo vést ke zvýšení nákladů pro ČOV. Některé studie však předpokládají, že by toto navýšení mělo být plně hrazeno zvýšenou tvorbou bioplynu.

Pokud by se uvažovalo o plošnějším rozšíření DPO a vyšším nasycení trhu, bylo by nutné k tomu pravděpodobně ČOV přizpůsobit a zvětšit její kapacity. Vzhledem k tomu, že by zodpovědnost za nakládání s odpadem přešla na provozovatele vodovodů a kanalizací, bylo by vhodné, aby se zvýšila cena stočného pro ty, kteří by měli zavedený DPO. Těmto domácnostem by se pak mohl naopak snížit poplatek za sběr TKO. Patrně by také byla potřeba větší dotace pro ČOV a kanalizace.

Domácí kompostování tedy stále zůstává nejvhodnější variantou odstraňování DPO. Pokud by se však DPO používaly v městských zástavbách bez možnosti domácího kompostování, s ČOV s volnými kapacitami a s rozumným nasycením trhu drtiči, mohly by představovat zajímavou alternativu separace BRO.

## **Literatura:**

*www.asociaceapd.cz*

*www.ceced.org*

*www.cecedcz.cz*

*http://www.gastpro.cz/drtice/drti\_fce.htm*

*www.nazeleno.cz*

*www.sovak.cz*

Asociace APD: Dopis Vodárenské akciové společnosti, a.s. divize Znojmo Mgr. Málkovi  
z května 2007

Asociace APD (2007): Drtiče potravinových odpadů, Úspěšná alternativní metoda recyklace  
odpadů, článek z *www.asociaceapd.cz*

Bolzonella,D. a kol. (2003): The under sink garbage grinder . A friendly technology for the  
environment, Environmental Technology, 2003, vol. 24, 349 – 359

Battistoni P. a kol. (2007): Application of food waste disposers and alternate cycles process in  
small-decentralized towns : A case study, Water research, 2007,vol. 41, 893 – 903

CECED (2003): Drtiče potravinových odpadů – Nedílná součást budoucnosti strategie  
odpadového hospodářství Evropské unie

CZ Biom (2003): Realizační program pro biologicky rozložitelné odpady

Department of environmental protection, The City of New York (1997): The Impacts of Food  
Waste Disposers in Combined Sewer Areas of New York City

Available at: *http://www.nyc.gov/html/dep/pdf/grinders.pdf*

Evans,T. (2007): Studie vlivu drtičů potravinových odpadů na životní prostředí pro Radu  
hrabství Herefordshire a Worcestershire, česká verze dostupná na  
*www.drticeodpadu.cz/media/studie-o-drticich.php*

Evans, T. a kol. (2010): Surahammar – a case study of the impacts of installing food waste disposers in fifty percent of households., *Water and Environment Journal*, article online advance printing at [www.interscience.wiley.com](http://www.interscience.wiley.com), DOI: 10.1111/j.1747-6593.2010.00238.x

Frank,K. (2007) : Evidence produkce kalů z čistíren odpadních vod v roce 2006 podle zákona o vodovodech a kanalizacích č.274/2001 Sb., v úplném znění, SOVAK, ročník 16, č.11, 9 – 12

Hájková,M. (2010) :Nakládání s BRO v obcích s vesnickou zástavbou, *Odpadové fórum*, ročník 11, č.2, 11 – 13

Hejátková,K. (2010): Bioodpad je problém nebo výzva?, *Odpadové fórum*, ročník 11, č.5, 23 – 25

Jeníček P. (2008): Trendy v kalovém hospodářství čistíren odpadních vod z globálního pohledu, SOVAK, ročník 17, č.3, 4 – 7

Jones,P.H. (1990): Kuchyňské drtiče odpadů – Vliv na kanalizační systémy a nakládání s odpady, Univerzita Toronto, 1990, česká verze zprávy dostupná na [www.cecedcz.cz](http://www.cecedcz.cz)

Karlberg,T.; Norin,E. (1999): Food Waste Disposers – Effects on Wastewater Treatment Plants, A Study from the Town of Surrahamar, available at [www.insinkerator.com](http://www.insinkerator.com)

Kollinger,T. (2008) : Svoz biologicky rozložitelných odpadů na území Prahy, *Odpadové fórum*, ročník 9, č.2, str.16

Kotoulová, Z. (2003): Metodika výpočtu postupného snižování množství biologicky rozložitelných komunálních odpadů (BRKO) ukládaných na skládky, SLEKO v

Marashlian,N.; El-Fadel,M. (2005): The effect of food waste disposers on municipal waste and wastewater management, *Waste Management & Research*, 2005, 23, 20 – 31, ISSN 0734–242X

Meissnerová,D. (2009) : Kuchyňské drtiče a jejich vliv na provozování vodohospodářské infrastruktury a odpadového hospodářství (rozhovor s generálním ředitelem Brněnských vodáren a kanalizací, a.s. a předsedy Svazu vodního hospodářství ČR Ing. Miroslavem Nováčkem), SOVAK, ročník 18, č.5, 3 – 4

Michalová,M. (2008) : Využití kalu z komunálních ČOV v ČR – současnost a výhled, SOVAK, ročník 17, č. 7-8, 43 – 46

MŽP ČR (2009) : Metodický návod o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady podle stávajících právních předpisů

Nařízení Evropského Parlamentu a Rady (ES) č. 852/2004, o hygieně potravin

Pospíchal,Z. (2009) : Komunální odpady z jiného pohledu, *www.tzb-info.cz*

Pospíšilová,E. (2007): Provozní pokus posouzení vlivu kuchyňských drtičů na složení kalu, přehled technologií pro zpracování BRO; Výzkum pro hospodaření s odpady v rámci ochrany životního prostředí a udržitelného rozvoje (prevence a minimalizace vzniku odpadů a jejich hodnocení) – Souhrnná zpráva za rok 2007, 4 – 40

Rosenwinkel, K.H.; Wendler,W. (2001) : Influences of Food Waste Disposers on Sewerage System, Wastewater Treatment and Sludge Digestion, Institute for Water Quality and Waste Management University of Hannover (ISAH)

Sirotková, D. (2009) : Legislativa odpadů, zejména biologicky rozložitelných, SOVAK, ročník 18, č. 7-8, 34 – 36

Společné stanovisko odboru vodovodů a kanalizací MZe a odboru ochrany vod a odboru odpadů MŽP k používání kuchyňských drtičů (2009), SOVAK, ročník 18, č.3, str.11

Sponar,J. (2008): Monitorování znečištění čistírenských kalů, Odpadové fórum, ročník 9, č.4, 13–14

Stanovisko SOVAK ČR (2005) k používání drtičů potravinových odpadů, SOVAK, ročník 14, č.5, str.12

Šťastný,V.; Pospíšilová,E.; Schönbauerová,L. (2007): Ověřování vlivu aplikace drtičů kuchyňských odpadů na provoz a funkci čistíren odpadních vod, 7. mezinárodní konference ODPADNÍ VODY – WASTEWATER 2007 Brno, 18. – 20.9.2007, str. 279 - 285

Trávník, K. (2010) : Čistírenské kaly a jejich přínos pro výživu rostlin, Odpadové fórum, ročník 11, č.2, 17 – 19

Thomas, P. (2010): The effects of food waste disposers on the wastewater systém : a practical study, Water and Environment Journal, article online advance printing at [www.interscience.wiley.com](http://www.interscience.wiley.com), doi:10.1111/j.1747-6593.2010.00217.x

Váňa,J. (2008) : Zlepší se právní úpravou ekologické nakládání s bioodpady?, Odpadové fórum, ročník 9, č.2, 13 – 14

Vejnar, P. (2008) : Produkce biodegradabilních odpadů v ČR v letech 2004 – 2006, Odpadové fórum, ročník 9, č.2, 10 – 11

Vojtěchová,A. (2009): Odpady v Praze „Dejte šanci bioodpadu“, Odpadové fórum, ročník 10, č.5, 26 – 27

Vorálek,J. (2008) : K článku o výzkumném záměru VÚV T.G.M. Praha „Vliv aplikace rozdrčených organických odpadů z domácností na provoz a funkci domovních čistíren odpadních vod“, SOVAK, ročník 17, č.2, str.17

Zákon č. 314/2006 Sb., kterým se mění zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů

Zimová,M. (2009) : Zdravotní rizika při nakládání s biodegradabilním odpadem, Odpadové fórum, ročník 10, č.3, str.17

K vypracování této práce byly dále užity informace z osobního rozhovoru s Ing. Miloslavou Melounovou, ředitelkou sdružení SOVAK ČR, z května 2010.

## Zkratky použité v této práci

AD - anaerobní digesce

BRKO – biologicky rozložitelný komunální odpad

BRO – biologicky rozložitelný odpad

BSK – biologická spotřeba kyslíku

ČOV – čistírna odpadních vod

DPO – drtič potravinových odpadů

E – Energie

EO – ekvivalentní obyvatel

CHSK – chemická spotřeba kyslíku

g/EO·den – gram na ekvivalentního obyvatele za den

g/os·den – gram na osobu a den

NL – nerozpuštěné látky

OV – odpadní vody

TKO – tuhý komunální odpad

TN (N) – celkové množství dusíku


TP (P) – celkové množství fosforu

## Přílohy

### I. Jak DPO funguje (převzato z CECED, 2003)

#### ANNEX II

##### HOW DO THEY WORK? – GRAPHICAL PRESENTATION




**How do food waste disposers work**

The operation is very simple...  
*not at all mysterious!*

The disposer is attached to the underside of the sink (the disposer comes with the simple attachment) and connects to a normal electrical supply and to the normal waste pipes.

A Food Waste Disposer has two main parts...the food chamber and the motor. Food Waste is fed into the food chamber through the normal sink opening.

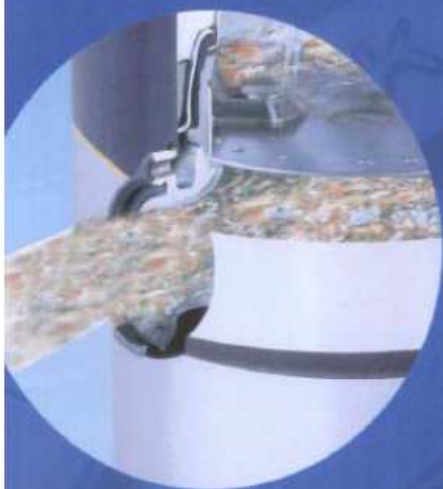


**How do food waste disposers work**

Inside the food chamber there is a horizontal metal plate on to which the food waste falls. On this plate are two metal impellers and a series of small holes. When the disposer is switched on, the plate spins and the impellers help force the food to the outer part of the food chamber where there is a stationary grind ring. The food waste is ground against the grind ring until it is small enough to pass through the holes in the plate.



## How do food waste disposers work



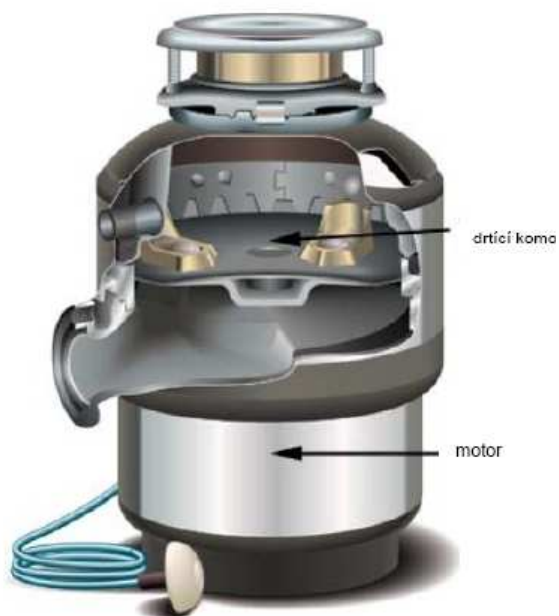
The ground waste is then flushed through the disposer tail pipe and the normal waste pipes to the water treatment plants. Here the waste is recycled into soil enhancement products or high combustion value fuel.

Contrary to what some people imagine, a disposer does not have blades or knives.

Food waste disposers are for food waste only...not packaging or other non food material.

(CECED, 2003)

## II. Detailní pohled na stavbu drtiče (Rosenwinkel, Wendler, 2001, studie univerzity v Hannoveru)



### III. Definice odpadních vod podle zákona, ze stanoviska SOVAK

*Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách, přesně a jednoznačně definuje v § 38 odst. (1)) co se rozumí odpadními vodami:*

*Odpadní vody jsou vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud mají po použití změněnou jakost (složení nebo teplotu), jakož i jiné vody z nich odtékající, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod. Odpadní vody jsou i průsakové vody z odkališť, s výjimkou vod, které jsou zpětně využívány pro vlastní potřebu organizace, a vod, které odtékají do vod důlních, a dále jsou odpadními vodami průsakové vody ze skládek odpadu.*

### IV. Společné stanovisko odboru vodovodů a kanalizací MZe a odboru ochrany vod a odboru odpadů MŽP k používání kuchyňských drtičů, Metodický návod pro nakládání s biologicky rozložitelnými odpady podle stávajících právních předpisů

Společné stanovisko odboru vodovodů a kanalizací MZe a odboru ochrany vod a odboru odpadů MŽP k používání kuchyňských drtičů

Drtiče odpadů jsou zařízení na likvidaci kuchyňského a potravinářského odpadu vznikajícího především při přípravě jídel (včetně zbytků těchto jídel i potravin) a při dalším kuchyňském provozu. Potenciální použití drtičů se netýká pouze jednotlivých domácností, ale i sektoru služeb (veřejné stravování – restaurace, vyvařovny, závodní jídelny, hotely a rekreační zařízení, koleje a menzy).

Kuchyňský odpad není běžnou součástí odpadních vod použitých v obytných nebo jiných stavbách a může způsobit vážné problémy při odvádění odpadních vod kanalizační sítí zvláště v městech a obcích s malým spádem terénu, a při čištění těchto vod v případech, kdy čistírna odpadních vod nemá zvýšenou kapacitu z hlediska látkového zatížení.

Odpadní vody při používání drtičů vyžadují k odstranění většího množství organických látek (jsou látkově více zatíženy) větší množství kyslíku a to zvyšuje spotřebu elektrické energie v čistírnách odpadních vod. Současně dochází i k navýšení množství kalů. Četnější potřeba proplachů kanalizační sítě, vyšší spotřeba elektrické energie a zvýšené množství kalů k využití, v případě, že nejsou nadlimitně znečištěny (nepřípustnými látkami), nebo jejich likvidaci, výrazně zvyšuje náklady na provoz kanalizační sítě a čištění odpadních vod. Důsledkem vyšších nákladů je vyšší cena za stočné.

Subjekt, který si pořídí a nainstaluje drtič kuchyňských odpadů, v případě, že je odběratelem dle § 2 odst. 5 zákona o vodovodech a kanalizacích<sup>1</sup>, je vázán zvláštními právními předpisy<sup>2</sup>. Pokud je subjekt nájemníkem (tedy spotřebitelem), má odpovědnost vůči vlastníku nemovitosti (tedy odběrateli).

Provozovatel kanalizace má právo přerušit odvádění odpadních vod odběrateli v případě, že se dopustí neoprávněného vypouštění, tedy vypouštění v rozporu s podmínkami stanovenými v kanalizačním řádu. Kanalizační řád pracuje s pojmem ekvivalentní obyvatel- populační ekvivalent, což je míra znečištění vyjádřená organickým biologicky odbouratelným zatížením s pětidenní biochemickou spotřebou kyslíku 60 g /den. Pokud odběratel a/nebo spotřebitel vypouští do kanalizace odpadní vodu obohacenou o drcený organický odpad, neodpovídá zatížení odpadní vody populačnímu ekvivalentu a je nutné, aby tato skutečnost byla uvedena ve smlouvě mezi odběratelem a vlastníkem, popřípadě provozovatelem kanalizace. Ve smlouvě se pak uvede, pokud

<sup>1</sup> ) zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů

<sup>2</sup> ) vyhláška č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon, č. 274/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů

je to vůbec možné ze spádových důvodů u kanalizace a vzhledem ke kapacitě čistírny odpadních vod, jiná jakost vypouštěných odpadních vod a s tím i spojená možnost navýšení ceny pro stočné, pokud je pro tyto případy kalkulována nebo koeficient navýšení množství z důvodu jiné jakosti. Instalace drtičů odpadu u odběratele bez souhlasu vlastníka, popřípadě provozovatele kanalizace (včetně úpravy smlouvy) je neoprávněným vypouštěním podle § 10 odst. 2 písm. a) a b) právního předpisu<sup>19</sup>. Při neoprávněném vypouštění se fyzická osoba jako odběratel dopouští přestupku, za který mu může být uložena pokuta až do výše 100 000 Kč. Právnická osoba a podnikající osoba jako odběratel se dopouští správního deliktu za který mu může být uložena pokuta až do výše 100 000 Kč.

Nájemník nebo vlastník bytové nebo nebytové jednotky (spotřebitel) se musí před instalací drtiče organického odpadu informovat u vlastníka nemovitosti (odběratele), popřípadě provozovatele kanalizace, zda v daném místě je možné zatěžovat odpadní vody více než stanovuje kanalizační řád. Drtič kuchyňských odpadů může být nainstalován pouze v případě, že subjekt získá souhlas provozovatele kanalizace a upraví v tom smyslu smlouvu.

V Kanalizačním řádu některých provozovatelů kanalizací (např. Pražské vodovody a kanalizace a.s.), v seznamu látek, které nejsou odpadními vodami a nesmí vniknout do stokové sítě, je uvedena položka: „pevné odpady včetně kuchyňských odpadů, ať ve formě pevné nebo rozmělněné, které se dají likvidovat tzv. „suchou cestou“. V takovýchto případech platí úplný zákaz kuchyňské zdrtky vypouštět do odpadních vod.

Kuchyňský odpad zůstává i po jeho rozdrcení nadále odpadem. Kuchyňský odpad se zařazuje dle Katalogu odpadů<sup>3)</sup> jako katalogové číslo 20 01 08 biologicky rozložitelný odpad z kuchyní a stravoven. S tímto odpadem je nutno nakládat v souladu s požadavky zákona o odpadech<sup>4)</sup>. Ten stanoví v § 17 povinnost fyzických osob odkládat komunální (tedy i kuchyňský) odpad na místa k tomu obcí určená. § 16 stanoví povinnosti původců odpadu. Jednou z povinností je vzniklý odpad, který původce nemůže sám využít nebo odstranit v souladu s tímto zákonem a jeho prováděcími právními předpisy, převést do vlastnictví pouze osobě oprávněné k jejich převzetí dle § 12 odst. 3 zákona o odpadech. Z výše uvedeného vyplývá, že odpady lze předávat do zařízení k tomu určeným, tedy do takových zařízení, které mají platný souhlas od místně příslušného KÚ včetně provozního řádu. Vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady specifikuje možné způsoby zpracování bioodpadů, kterými jsou pouze řízené a kontrolované procesy aerobní nebo anaerobní mikrobiální biochemické přeměny, probíhající v zařízeních touto vyhláškou stanovených. Kanalizace není zařízením určeným k nakládání s odpady ve smyslu zákona o odpadech.

Je třeba také upozornit na skutečnost, že kuchyňské odpady živočišného původu se zařazují také jako materiál kategorie 3 dle Nařízení 1774/2002/ES a v souladu s tímto nařízením se musí s tímto materiálem také nakládat (článek 6 odst. 2).

---

<sup>3)</sup> vyhláška č. 381/2001 Sb. kterou se stanoví Katalog odpadů, Seznam nebezpečných odpadů a seznamy odpadů a států pro účely vývozu, dovozu a tranzitu odpadů a postup při udělování souhlasu k vývozu, dovozu a tranzitu odpadů, v platném znění

<sup>4)</sup> zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech a změně některých dalších zákonů, v platném znění

**V. Porovnání výsledků několika studií o navýšení zatížení ČOV (Thomas, 2010)**  
(jednotky jsou v g/os·den)

	de Koning & van der Graaf (1996)	Nilsson et al. (1990)	Bolzonella et al. (2003)	NY DEP (1997)	Thomas (2010) (142 g)*	Thomas (2010) (303 g) *
CHSK	76	88	75	45,7	35,8	71,9
BSK	52	31	-	32,7	16,5	35,1
N-NH <sub>4</sub>	-	-	-	1,8	0,03	0,07
TP	-	-	0,25	0,5	0,11	0,23
NL	48	34	50	21,2	14,1	31

\* Thomas prováděl dva teoretické výpočty zatížení ČOV podle možné velikosti produkce potravinového odpadu na osobu. Jsou zde tedy dva výsledky pro případy produkce potravinových odpadů o velikosti 142 g/os·den a 303 g/os·den